

Université de Montréal

**Variabilité spatiale et temporelle des flux de carbone organique et des formes
d'azote dissous dans le bassin versant de l'Hermine**

Par
Julie Turgeon

Département de géographie
Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures
en vue de l'obtention du grade de
Maître ès Science (M. Sc.)
En géographie

Septembre 2004
© Julie Turgeon, 2004



G

59

U54

2004

v. 004

AVIS

L'auteur a autorisé l'Université de Montréal à reproduire et diffuser, en totalité ou en partie, par quelque moyen que ce soit et sur quelque support que ce soit, et exclusivement à des fins non lucratives d'enseignement et de recherche, des copies de ce mémoire ou de cette thèse.

L'auteur et les coauteurs le cas échéant conservent la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent ce document. Ni la thèse ou le mémoire, ni des extraits substantiels de ce document, ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans l'autorisation de l'auteur.

Afin de se conformer à la Loi canadienne sur la protection des renseignements personnels, quelques formulaires secondaires, coordonnées ou signatures intégrées au texte ont pu être enlevés de ce document. Bien que cela ait pu affecter la pagination, il n'y a aucun contenu manquant.

NOTICE

The author of this thesis or dissertation has granted a nonexclusive license allowing Université de Montréal to reproduce and publish the document, in part or in whole, and in any format, solely for noncommercial educational and research purposes.

The author and co-authors if applicable retain copyright ownership and moral rights in this document. Neither the whole thesis or dissertation, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms, contact information or signatures may have been removed from the document. While this may affect the document page count, it does not represent any loss of content from the document.

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire est intitulé :
**Variabilité spatiale et temporelle des flux de carbone organique et des formes
d'azote dissous dans le bassin versant de l'Hermine**

Présenté par :
Julie Turgeon

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Pierre J.H. Richard
Président-rapporteur

François Courchesne
Directeur de recherche

André G. Roy
Membre du Jury

Mémoire accepté le 9 septembre 2004

SOMMAIRE

Le carbone (C) et l'azote (N) sont des composantes essentielles du cycle biogéochimique des éléments dans les écosystèmes forestiers. Il existe une lacune quant à notre connaissance des facteurs contrôlant la variabilité spatiale et temporelle des flux de C et N dissous dans les écosystèmes forestiers, principalement à l'échelle événementielle. Les objectifs de cette recherche sont de : 1) quantifier les flux de DOC et de N dissous (NO_3 , NH_4 et DON) entre les compartiments biogéochimiques d'un bassin versant forestier à plusieurs échelles temporelles et 2) documenter le rôle des conditions antécédentes d'humidité du sol sur l'hydrochimie de C et N dans le cours d'eau à l'échelle événementielle. Les résultats montrent une différence significative (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) des concentrations de C et N dissous entre les cinq compartiments biogéochimiques (précipitations incidentes, pluviolessivat, horizons organiques et minéraux du sol et ruisseau). Les flux de DOC et DON augmentent à mesure que l'eau traverse la canopée pour atteindre un maximum (DOC : 15 711 mole/ha/an; DON : 389 mole/ha/an) dans les horizons organiques du sol. Il s'ensuit une baisse significative (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) des concentrations dans les horizons minéraux, en raison de réactions d'adsorption physico-chimiques et d'absorption par le biota. Dans les compartiments, la spéciation de N dissous total est dominée par N inorganique (NO_3 et NH_4). La variabilité temporelle de DOC et de N dissous est fortement influencée par des facteurs climatiques. Ainsi, une variation saisonnière significative (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) est observée pour DOC, DON et DIN dans les horizons organiques du sol. Les concentrations élevées de NO_3 (32,7 $\mu\text{mol/L}$) dans le ruisseau au cours de la fonte des neiges sont expliquées par le taux réduit d'activité biologique durant l'hiver. À l'échelle événementielle, la relation entre les concentrations de DOC et le débit est plus significative ($r^2 = 0,95$ à $0,35$; $\alpha = 0,05$) qu'à l'échelle annuelle ($r^2 = 0,03$; $\alpha = 0,05$; $n = 431$). Les concentrations de N dissous du ruisseau ont une relation avec le débit moins forte que le DOC à l'échelle événementielle. De surcroît, les concentrations de C et N dissous sont significativement plus élevées (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) suite à des conditions sèches du sol puisque les conditions d'humidité du sol influencent la trajectoire de l'eau lors des événements hydrologiques.

MOTS-CLÉS : compartiments biogéochimiques, hydrochimie, saisonnalité, carbone organique dissous (DOC), azote organique dissous (DON), nitrate (NO_3), ammonium (NH_4), conditions antécédentes d'humidité, bassin versant, événement

ABSTRACT

Carbon (C) and nitrogen (N) are essential components in the biogeochemical cycle of elements in forested ecosystems. However, there is a gap in knowledge regarding the factors controlling the spatial and temporal variability of the fluxes of dissolved C and N in a forested ecosystem at the event scale. The first objective of this study is to quantify the fluxes of DOC and dissolved N (NO_3 , NH_4 and DON) between the biogeochemical compartments of a forested watershed (Hermine) at a range of temporal scales. The second objective is to identify the role of antecedent soil moisture conditions on the hydrochemistry of dissolved C and N in the stream, at the event scale. The results show a significant difference (Mann-Whitney; $\alpha = 0.05$) in the concentrations of dissolved C and N between the five biogeochemical compartments (incident precipitation, throughfall, organic horizon, mineral horizon and stream). The fluxes of dissolved C and N increase as the water flows through the forest canopy to reach a maximum (DOC : 15 711 mol/ha/yr; DON : 389 mol/ha/yr) in the organic horizon. The subsequent decrease of dissolved C and N concentrations as the soil solution percolates through the mineral horizon is significant (Mann-Whitney; $\alpha = 0.05$) and caused by the physico-chemical adsorption reactions and absorption by the biota. In all compartments, the speciation of total dissolved N is dominated by dissolved inorganic N (NO_3 and NH_4). The temporal variability of DOC and dissolved N is strongly influenced by climatic factors. For example, significant seasonal variations (Mann-Whitney; $\alpha = 0.05$) are observed for DOC, DON and DIN in organic horizon. The high concentrations of NO_3 (32.7 $\mu\text{mol/L}$) in the stream during snowmelt are explained by the reduced microbial activity during winter. At the event scale, the relation between DOC concentrations and discharge is stronger ($r^2 = 0.95$ to 0.35 ; $\alpha = 0.05$) than at the annual scale ($r^2 = 0.03$; $\alpha = 0.05$; $n = 431$). The various dissolved N species in the stream present weaker links to discharge than DOC at the event scale. Moreover, the concentrations of DOC and dissolved N in the stream are higher after dry soil conditions (Mann-Whitney; $\alpha = 0.05$) since moisture conditions affect the flowpaths of water in the watershed during a hydrological event.

KEYWORDS: biogeochemical compartments, hydrochemistry, seasonality, dissolved organic carbon (DOC), dissolved organic nitrogen (DON), nitrate (NO_3), ammonium (NH_4), antecedent moisture conditions, watershed, event scale

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|------|
| SOMMAIRE | III |
| ABSTRACT | IV |
| TABLE DES MATIÈRES | V |
| LISTE DES FIGURES..... | VII |
| LISTES DES TABLEAUX | XI |
| LISTE DES SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS | XIII |
| REMERCIEMENTS..... | XIV |
| Chapitre 1. Contexte de la recherche | 1 |
| 1.1. Cycles biogéochimiques des éléments dans un bassin versant forestier..... | 1 |
| 1.1.1. Étude à l'échelle du bassin versant | 2 |
| 1.1.2. Utilisation d'un cours d'eau de premier ordre | 3 |
| 1.1.3. Définition des compartiments biogéochimiques | 3 |
| 1.1.4. Flux et réservoirs..... | 8 |
| Chapitre 2- Biogéochimie du carbone et de l'azote | 10 |
| 2.1. Le carbone et l'azote dans les écosystèmes terrestres..... | 10 |
| 2.1.1. Rôle dans les écosystèmes forestiers | 10 |
| 2.2. Processus biologiques, physiques et chimiques agissant sur les flux en C et N dans les écosystèmes forestiers | 14 |
| 2.2.1. Fixation | 15 |
| 2.2.2. Minéralisation | 15 |
| 2.2.3. Immobilisation | 16 |
| 2.2.4. Nitrification..... | 16 |
| 2.2.5. Dénitrification | 17 |
| 2.2.6. Adsorption..... | 17 |
| 2.3. Le DOC et les formes de N dissous | 18 |
| 2.3.1. DOC dans les milieux forestiers | 18 |
| 2.3.2. Spéciation de N en milieu forestier | 20 |
| 2.3.3. Variabilité spatiale de C et N | 23 |
| 2.3.4. Variabilité temporelle de C et N | 27 |
| 2.4. Facteurs contrôlant la variabilité des concentrations de DOC et des formes de N dissous dans les compartiments biogéochimiques | 29 |
| 2.4.1. Facteurs climatiques..... | 29 |
| 2.4.2. Facteurs floristiques | 37 |
| 2.4.3. Autres facteurs | 38 |
| 2.5. Synthèse des connaissances et Objectifs de la recherche..... | 39 |
| Chapitre 3- Méthodologie de recherche | 42 |
| 3.1. Localisation du bassin versant de l'Hermine | 42 |
| 3.2. Caractéristiques du bassin versant | 43 |
| 3.3. Échantillonnage et analyse en laboratoire..... | 43 |
| 3.3.1. Échantillonnage..... | 43 |

| | | |
|---|---|-----|
| 3.3.2. | Procédures analytiques..... | 47 |
| 3.4. | Contrôle de la qualité | 50 |
| 3.5. | Estimation des flux..... | 50 |
| 3.6. | Analyses statistiques | 53 |
| Chapitre 4. Flux de carbone et des formes d'azote dissous entre les divers compartiments biogéochimiques du bassin versant de l'Hermine..... | | 54 |
| 4.1. | Répartition spatiale de C et N entre les compartiments biogéochimiques du bassin versant | 54 |
| 4.1.1. | Les flux de C et N entre les compartiments biogéochimiques..... | 58 |
| 4.1.2. | Différenciation spatiale des concentrations de C et des formes de N dissous en fonction de la topographie | 61 |
| 4.2. | Évolution temporelle des concentrations de C et N dissous dans les compartiments biogéochimiques du bassin versant | 63 |
| 4.2.1. | Distribution saisonnière de C et N dissous dans les compartiments biogéochimiques..... | 68 |
| 4.2.2. | Comparaison entre les compartiments avant la sénescence et après la sénescence à l'échelle événementielle..... | 75 |
| 4.3. | Synthèse du chapitre | 81 |
| Chapitre 5. Rôle des conditions antécédentes d'humidité du sol sur les flux de carbone et des formes d'azote dissous dans le cours d'eau à l'échelle événementielle dans l'Hermine..... | | 83 |
| 5.1. | Typologie des événements | 84 |
| 5.1.1. | Événements sous des conditions sèches..... | 89 |
| 5.1.2. | Événements sous des conditions humides..... | 95 |
| 5.1.3. | Événement de fonte de la neige | 96 |
| 5.1.4. | La typologie des événements et les conditions antécédentes d'humidité..... | 98 |
| 5.2. | Relations hydrochimiques entre les concentrations de C et N dissous et le débit..... | 99 |
| 5.2.1. | Relations entre le C et N dissous et le débit du ruisseau sur une base annuelle..... | 100 |
| 5.2.2. | Relations entre le C et N dissous et le débit sur une base événementielle..... | 102 |
| 5.2.3. | Comparaison du comportement hydrochimique en fonction des conditions antécédentes d'humidité du sol | 106 |
| 5.3. | Trajectoires de l'eau durant les événements hydrologiques | 108 |
| 5.4. | Synthèse du chapitre | 116 |
| Chapitre 6 – Conclusions | | 117 |
| RÉFÉRENCES..... | | 122 |
| ANNEXE 1- Grapiques hystérétiques des concentrations de DOC et NO ₃ durant les événements hydrologiques | | XV |

LISTE DES FIGURES

| | |
|---|----|
| Figure 1.1. Modèle biogéochimique décrivant la relation des nutriments dans un écosystème terrestre. Les intrants et extrants de l'écosystème sont transportés par des vecteurs météorologiques, géologiques et biologiques. Likens and Bormann (1995). | 1 |
| Figure 1.2. Compartiments biogéochimiques à l'échelle du bassin versant et leurs liens hydrologiques. Modifié de Charles (1991). Les compartiments entourés sont ceux choisis pour la présente étude. | 4 |
| Figure 1.3. Profil de sol podzolique, Hubbard Brook Experimental Forest. L : litière forestière, F : horizon de fermentation, H : horizon humifié, A : horizon d'éluviation, B : horizon d'illuviation et C : matériel parental. | 6 |
| Figure 1.4. Modèle conceptuel des interconnexions des processus physiques, chimiques et biologiques à l'intérieur d'un bassin versant forestier. Modifié de Church (1997). | 9 |
| Figure 2.1. Stades de saturation en azote. Modifié de Fenn <i>et al.</i> (1998). | 13 |
| Figure 2.2. Cycle de l'azote dans les sols et les principaux processus. Modifié de Stevenson and Cole (1999). | 14 |
| Figure 2.3. Modèle conceptuel des processus impliqués dans la formation de la matière organique dissoute (DOM). A- altération physique et chimique de la litière durant la décomposition, B- processus abiotiques tel la désorption et la dissolution et C- décomposition. Le <i>potentiel DOM</i> représente la matière organique qui a le potentiel d'être mis en solution (soluble). Modifié de Kalbitz <i>et al</i> 2000. | 19 |
| Figure 2.4. Distribution des différentes classes de composantes organiques du DOC retrouvés dans les cours d'eau des États-Unis. Modifié de Drever (1988). | 20 |
| Figure 2.5. Schéma présentant les concentrations et flux de DOC dans les horizons de sol ainsi que la rétention de DOC dans les sols minéraux et le lessivage vers la nappe phréatique ou le cours d'eau. Modifié de Guggenberger and Kaiser (2003) . | 25 |
| Figure 2.6. Comportement saisonnier des nitrates. | 29 |
| Figure 2.7. Représentation des processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant. a) durant l'écoulement de base (étiage) et b) durant un événement hydrologique. Modifié de Beven (2001). | 31 |
| Figure 2.8. Modèle conceptuel du mécanisme de lessivage (<i>flushing hypothesis</i>) des horizons supérieurs par l'eau de la nappe phréatique. Modifié de Boyer <i>et al.</i> (1996). | 32 |
| Figure 2.9. Zone de contribution au ruisseau (rouge) selon le niveau de saturation du bassin versant. A) conditions antécédentes sèches, b) après une première précipitation et c) niveau de saturation du bassin versant élevé. D'après Hendershot <i>et al.</i> (1992b) | 33 |
| Figure 3.1. Bassin versant de l'Hermine, Station de Biologie des Laurentides, Saint-Hippolyte. Modifié de Biron <i>et al.</i> (1999). | 42 |
| Figure 3.2. Bassin versant de l'Hermine, localisation des parcelles à l'étude. Modifié de Biron <i>et al.</i> (1999). | 44 |

| | |
|--|----|
| Figure 3.3. Équipement de terrain utilisé dans le bassin versant de l'Hermine pour chacun des 9 sites. | 45 |
| Figure 3.4. Bilan hydrologique du bassin versant Bear Brook de Hubbard Brook Experimental Forest (HB), New Hampshire, Etats-Unis, d'après McDowell and Likens (1988) et du bassin versant de l'Hermine, Québec, Canada. | 51 |
| Figure 3.5. Exemple, dans ce cas-ci le pluviolessivat, du schéma conceptuel utilisé pour l'estimation des flux d'eau dans les compartiments de l'Hermine à l'aide des proportions retrouvées dans McDowell and Likens (1988). PI : précipitation incidente, PL : pluviolessivat et RUI : ruisseau | 52 |
| Figure 4.1. Moyenne arithmétique et écart-type des concentrations de carbone organique dissous (DOC) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003..... | 55 |
| Figure 4.2. Moyenne arithmétique et écart-type des concentrations des formes d'azote dissous (nitrate (NO ₃), ammonium (NH ₄) et azote organique dissous (DON)) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003 | 56 |
| Figure 4.3. Spéciation moyenne de l'azote dissous total (TDN) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003..... | 60 |
| Figure 4.4. Concentration moyenne et écart-type de a) DOC, b) NO ₃ , c) NH ₄ et d) DON dans les horizons de sol selon la localisation en haut de pente (sites 7, 8 et 9) ou en bas de pente (sites 1, 2 et 3). Les résultats du test Mann-Whitney indiquent une différence significative à ** 95%..... | 61 |
| Figure 4.5. Évolution temporelle des concentrations moyennes de : A) DOC dans le ruisseau, B) DOC dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat, les horizons organiques et minéraux, C) DON dans le ruisseau, D) DON dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat, les horizons organiques et minéraux pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003..... | 65 |
| Figure 4.6. Évolution temporelle des concentrations moyennes de: A) NO ₃ dans le ruisseau, B) NO ₃ dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat, les horizons organiques et minéraux, C) NH ₄ dans le ruisseau, D) NH ₄ dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat, les horizons organiques et minéraux pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003..... | 66 |
| Figure 4.7. Flux moyens de carbone organique dissous (Mole DOC/ha/an) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003 lors de la saison de croissance (15 mai au 14 novembre) et de dormance (15 novembre au 14 mai). | 68 |
| Figure 4.8. Flux moyens saisonniers de N dissous total (nombre en marge des barres; mole/ha/an) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003 lors de la saison de croissance et de dormance..... | 71 |
| Figure 4.9. Spéciation moyenne de N dissous total dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine avant et après la sénescence des feuilles à l'échelle événementielle. | 79 |

Figure 4.10. Concentration moyenne des formes de N dissous sur une base événementielle a) 16 septembre 2000 et b) 12 novembre 2000, i.e. avant et après la chute des feuilles. 80

Figure 5.1. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 1 sous condition sèche, débutant le 14 septembre 2000 à 14h00. 85

Figure 5.2. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 2 sous condition sèche, débutant le 24 septembre 2001 à 00h00. 86

Figure 5.3. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 3 sous condition sèche, débutant le 16 octobre 2002 à 21h00. 87

Figure 5.4. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 4 sous condition sèche, débutant le 19 octobre 2002 à 07h00. 88

Figure 5.5. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 5 sous condition humide, débutant le 23 octobre 2001 à 08h00. 91

Figure 5.6. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 6 sous condition humide, débutant le 25 novembre 2001 à 08h00. 92

Figure 5.7. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 7 sous condition humide, débutant le 3 novembre 2002 à 14h00. 93

Figure 5.8. Évolution temporelle a) du débit, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations

d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 8 sous condition humide, débutant le 12 avril 2001 à 11h00..... 94

Figure 5.9. Relation entre les concentrations de carbone organique dissous (DOC) et le débit du ruisseau du 1^{er} juin 2001 au le 31 mai 2003; $n = 431$ 100

Figure 5.10. Évolution des concentrations de carbone organique dissous (DOC) en fonction du débit pour l'événement 2, échantillonné le 24 septembre 2001 106

Figure 5.11. Distribution des flux d'eau dans les horizons organiques et minéraux estimées selon la formule $Q_t C_t = Q_{\text{org}} C_{\text{org}} + Q_{\text{min}} C_{\text{min}}$ durant l'événement du : A) 24 septembre 2001 (sec), B) 23 octobre 2001 (humide), C) 25 novembre 2001 (humide) et D) 12 avril 2001 (fonte de la neige) 111

Figure 5.12. Processus hydrologiques et sources de l'eau durant les événements qui succèdent à des conditions sèches du sol 112

Figure 5.13. Processus hydrologiques et sources d'eau durant les événements qui succèdent à des conditions humides du sol 113

Figure 5.14. Distribution des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON) mesurées dans le ruisseau selon les conditions antécédentes d'humidité du sol. * représente les valeurs extrêmes 114

Figure 5.15. Processus hydrologiques et sources d'eau durant la fonte de la neige 115

LISTES DES TABLEAUX

| | |
|---|-----|
| Tableau 2.1. Composés d'azote et leurs principales caractéristiques | 21 |
| Tableau 3.1. Nombre d'échantillons prélevés à l'échelle événementielle durant l'année 2000 avant et après la sénescence et quantité de précipitations avant le prélèvement des échantillons | 46 |
| Tableau 3.2. Ratio sol : eau utilisés pour les extractions à l'eau ultra-pure..... | 47 |
| Tableau 4.1. Flux moyen annuel de carbone organique dissous (DOC), des formes d'azote dissous (TDN, DIN, NO ₃ , NH ₄ et DON) et d' eau dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003 | 58 |
| Tableau 4.2. Flux saisonnier moyen des formes de N dissous dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003 | 69 |
| Tableau 4.3. Ratio croissance : dormance des flux de C et N dissous dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003 | 70 |
| Tableau 4.4. Moyenne arithmétique, écart-type et coefficient de variation des concentrations de DOC et des formes de N dissous dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine selon la saison pour la période du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003 | 72 |
| Tableau 4.5. Comparaison des concentrations de DOC et des formes de N dissous dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine entre la saison de croissance et de dormance | 73 |
| Tableau 4.6. Comparaison inter-annuelle (2001-02 vs 2002-03) des concentrations de DOC et des formes de N dissous selon la saison de croissance et de dormance... | 74 |
| Tableau 4.7. Flux moyen et concentration moyenne et écart-type de carbone organique dissous (DOC) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine avant et après la sénescence des feuilles | 76 |
| Tableau 4.8. Concentration moyenne des formes d'azote dissous et écart-type (entre parenthèses) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine avant et après la sénescence des feuilles | 77 |
| Tableau 5.1. Conditions du bassin versant avant les événements hydrologiques échantillonnés durant les années 2000, 2001 et 2002 | 84 |
| Tableau 5.2. Équation des droites de régression entre le débit (Q) et les concentrations des formes de C et N dissous dans le ruisseau du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003 | 101 |
| Tableau 5.3. Équation des droites de régression entre le débit (Q) et les concentrations des formes de C et N dissous dans le ruisseau du 1 ^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003 pour la saison de croissance et de dormance..... | 101 |
| Tableau 5.4. Équation des droites de régression entre le débit (Q) et les concentrations des formes de C et N dissous dans le ruisseau durant les événements hydrologiques suivant des conditions antécédentes sèches | 102 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 5.5. Équation des droites de régression entre le débit (Q) et les concentrations des formes de C et N dissous dans le ruisseau durant les événements hydrologiques suivant des conditions antécédentes humides | 103 |
| Tableau 5.6. Relation entre les concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON) dans le ruisseau sur une base événementielle | 105 |
| Tableau 5.7. Comparaison de la composition chimique des échantillons entre les conditions antécédentes sèches et humides..... | 107 |
| Tableau 5.8. Moyenne pondérée des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et des formes d'azote dissous en fonction des conditions antécédentes d'humidité du bassin versant pour les événements hydrologiques | 107 |
| Tableau 5.9. Caractéristiques chimiques des extractions à l'eau ultra-pure des sédiments du lit, des horizons organiques et des horizons minéraux..... | 109 |

LISTE DES SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS

| | |
|---|--|
| α | niveau de signification |
| Al | aluminium |
| AAS | spectromètre à adsorption atomique (<i>atomic adsorption spectrometer</i>) |
| C | carbone |
| CEC | capacité d'échange cationique |
| Cd | cadmium |
| CH ₄ | méthane |
| CO ₂ | dioxyde de carbone |
| CV | coefficient de variation |
| DIN | azote inorganique dissous (<i>dissolved inorganic nitrogen</i>) |
| DOC | carbone organique dissous (<i>dissolved organic carbon</i>) |
| DOM | matière organique dissous (<i>dissolved organic matter</i>) |
| DON | azote organique dissous (<i>dissolved organic nitrogen</i>) |
| EC | conductivité électrique (<i>electric conductivity</i>) |
| Fe | fer |
| FeSO ₄ | sulfate ferreux |
| H ₂ SO ₄ | acide sulfurique |
| K ₂ Cr ₂ O ₇ | dichromate de potassium |
| K ₂ S ₂ O ₈ | persulfate de potassium |
| N | azote |
| N ₂ | diazote |
| N ₂ O | oxyde de diazote ou oxyde nitreux |
| Na ₄ P ₂ O ₇ | pyrophosphate de sodium |
| NH ₂ CONH ₂ | urée |
| NH ₄ | ammonium |
| NH ₄ Cl | chlorure d'ammonium |
| (NH ₄) ₂ C ₂ O ₄ | oxalate d'ammonium acide |
| NO _x | oxydes d'azote |
| NO ₃ | nitrate |
| NPP | production nette primaire (<i>net primary production</i>) |
| r ² | coefficient de régression |
| p | probabilité statistique |

REMERCIEMENTS

Merci François pour ton encadrement et ta générosité. Pour l'intérêt que tu as porté à mon projet, à mon avancement et à mes résultats. Merci pour ton aide et tes précieux conseils, j'ai grandement apprécié travailler avec toi. Merci d'avoir continuellement partagé tes connaissances et stimulé une gymnastique intellectuelle de ma part qui a mené à la réalisation de ce mémoire.

Merci Marie-Claude pour ton aide. Tu as été une personne clé dans l'avancement de mon mémoire par ta rigueur lors de l'échantillonnage et de l'analyse. Merci pour nos discussions qui m'ont toujours permis d'avancer dans mon projet.

Merci à mes collègues de bureau. Benoît pour nos discussions qui ont toujours su porter fruit et tes suggestions constructives au cours de ma rédaction. Tu as été un collègue incomparable lors des divers cours que nous avons faits ensemble. Corinne et Isabelle, pour votre aide sur le terrain et dans le laboratoire, en plus du divertissement. Merci aussi à Pascale et Sylvie, pour leur aide sur le terrain et les analyses en laboratoire.

Merci à Mylène pour ton soutien inconditionnel et tes encouragements. Tu es celle qui a toujours su donner les coups de pied quand j'en avais besoin. Merci pour ta présence et ton amitié.

Merci à ma famille, mon père, Vincent, ma mère, Lyna, et mon frère, Louis. Votre soutien dans toutes les occasions m'a été précieux. Merci Mégan, ma filleule, pour les sourires que tu m'as toujours procurés et le goût de l'avenir que tu m'as inspiré.

Chapitre 1. Contexte de la recherche

1.1. CYCLES BIOGÉOCHIMIQUES DES ÉLÉMENTS DANS UN BASSIN VERSANT FORESTIER

Dans le contexte actuel, plusieurs problèmes environnementaux nécessitent l'étude des cycles biogéochimiques du carbone (C) et de l'azote (N). Que ce soit pour comprendre le rôle des gaz à effet de serre sur les changements climatiques, les effets de l'utilisation de fertilisants en agriculture ou encore l'acidification des sols et des plans d'eau, la connaissance de la biogéochimie de ces éléments s'avère essentielle (Likens *et al.*, 1981; Stevenson, 1994). En effet, le C et le N font partie intégrale des problématiques environnementales contemporaines. Il est donc primordial de connaître leur comportement afin de gérer correctement nos actions.

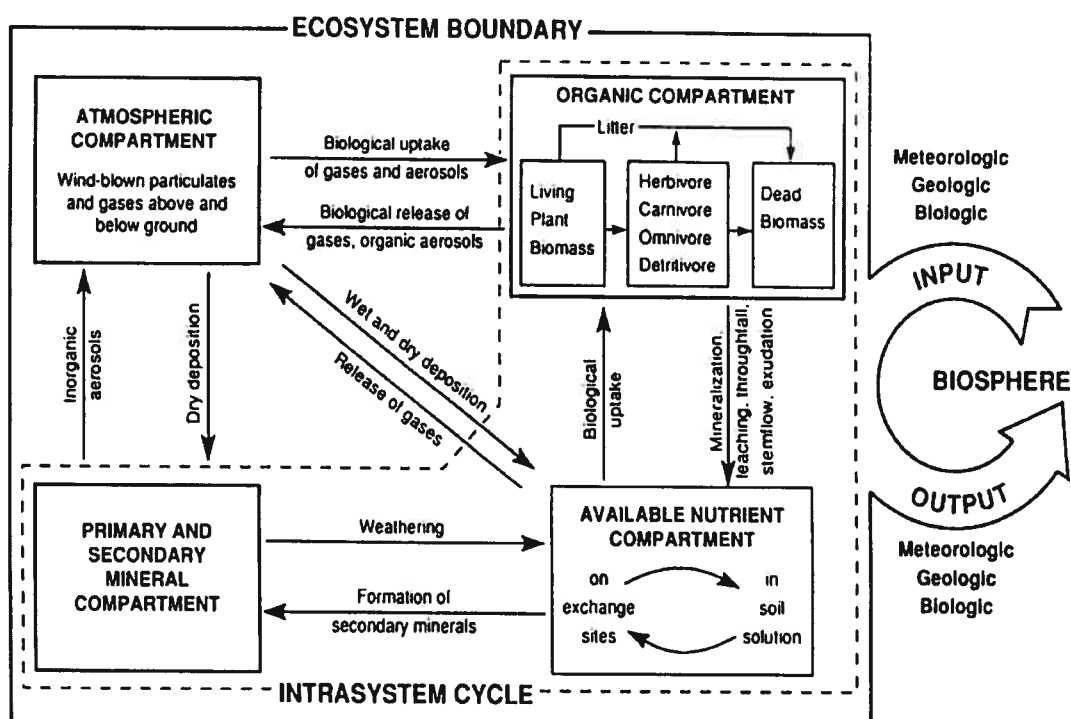


Figure 1.1. Modèle biogéochimique décrivant la relation des nutriments dans un écosystème terrestre. Les intrants et extrants de l'écosystème sont transportés par des vecteurs météorologiques, géologiques et biologiques. Likens and Bormann (1995).

Tel que le représente la figure 1.1, la biogéochimie est l'étude du transport et de la transformation de substances, dans un environnement, par des processus

biotiques et abiotiques. Ceci nous permet entre autre de connaître le comportement d'un élément donné, et de mieux définir les changements et les réponses aux changements à l'intérieur d'un écosystème (McDowell and Likens, 1988).

La compréhension de la dynamique et des facteurs de contrôle sur les concentrations et les flux dans un système est à la base des études biogéochimiques (Michalzik and Matzner, 1999). Ainsi, dans notre projet, la variabilité spatiale et temporelle des flux et des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et des formes de N dissous feront l'objet des recherches. Plusieurs échelles temporelles seront examinées afin de comprendre le comportement de ces éléments en milieu forestier.

1.1.1. Étude à l'échelle du bassin versant

Le bassin versant est une unité d'étude complexe dont il est relativement facile d'établir les frontières spatiales. Pour les études biogéochimiques, le bassin versant s'avère donc une entité d'étude à privilégier. Ugolini and Spaltenstein (1992) précisent d'ailleurs que le bassin versant, peu importe son échelle, est une unité naturelle d'étude des relations entre la lithosphère, la biosphère, le sol et l'hydrosphère (Correll *et al.*, 2001).

Le choix du bassin versant pour une étude biogéochimique est très important. En effet, l'utilisation d'un bassin versant reposant sur un substrat imperméable facilite sa compréhension, puisqu'il est possible d'émettre l'hypothèse que toute l'eau qui tombera sur le système sera perdue par évapotranspiration ou transitera par le cours d'eau (Likens and Bormann, 1995; Church, 1997). Puisque l'eau dans les systèmes naturels est un vecteur essentiel pour les flux chimiques (Kalbitz *et al.*, 2000), l'utilisation du bassin versant permet d'étudier les cycles hydrobiogéochimiques en supposant qu'il n'y a pas de pertes en eau outre celles mesurées à l'exutoire (Likens *et al.*, 1981). La taille du bassin versant est aussi très importante. En effet, la taille réduite du bassin versant permet de diminuer la complexité et la variabilité du système étudié.

L'étude des composantes du bassin versant permettra d'estimer les bilans élémentaires à partir des intrants et extrants d'un élément donné dans un système. Ce bilan permet de déterminer si l'élément ou le composé présente une perte ou un gain lors de son passage dans le système. Il est toutefois important de connaître la variabilité spatiale et temporelle de l'élément étudié afin de pouvoir adéquatement

interpréter les données du bilan. En faisant une synthèse des entrées et sorties du système et par la mesure des flux internes entre les compartiments, il est donc possible de comprendre les processus fondamentaux qui contrôlent les flux d'éléments à l'intérieur d'un écosystème (McDowell and Likens, 1988).

1.1.2. Utilisation d'un cours d'eau de premier ordre

Peterson *et al.* (2001) ont montré que l'ordre du cours d'eau étudié a une influence sur les processus qui pourront être observés. En effet, les cours d'eau de premier ordre présentent la plus grande variabilité temporelle chimique puisqu'ils représentent la composition chimique d'un petit bassin adjacent et non l'accumulation des extrants sur un vaste territoire. En outre, Buffam *et al.* (2001) précisent que, dans les cours d'eau de premier ordre, le C et le N sont principalement dérivés du système terrestre voisin puisque l'activité biologique dans le ruisseau est très limitée. L'interprétation de la variation de la composition chimique des cours d'eau de premier ordre sera par conséquent beaucoup plus facile puisqu'elle est directement liée aux versants adjacents.

1.1.3. Définition des compartiments biogéochimiques

Afin de comprendre le cheminement d'un élément à travers un écosystème, il est essentiel de diviser cet environnement en compartiments qui permettront d'étudier et de quantifier les changements s'opérant dans le système (Michalzik *et al.*, 2001). Dans les milieux forestiers, les flux chimiques sont intimement liés au cycle hydrologique. Ainsi, les compartiments étudiés seront représentatifs du cheminement de l'eau dans le bassin versant (Qualls *et al.*, 1991; Boyer *et al.*, 1996). Dans la présente étude, ce sont les compartiments biogéochimiques qui seront étudiés. Ces compartiments sont : les précipitations incidentes, le pluviollessivat, les horizons organiques et minéraux du sol et le ruisseau (Charles, 1991). La figure 1.2 présente l'ensemble des compartiments biogéochimiques choisis pour la présente étude.

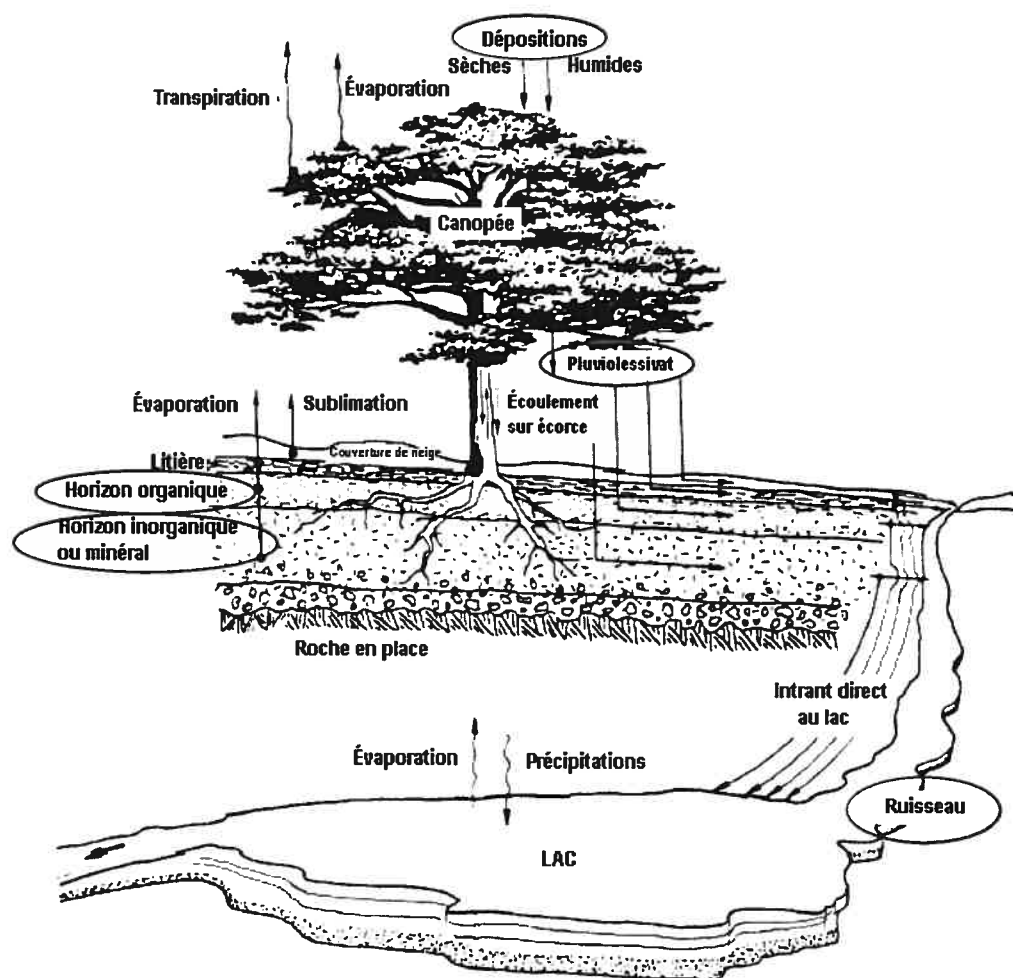


Figure 1.2. Compartiments biogéochimiques à l'échelle du bassin versant et leurs liens hydrologiques. Modifié de Charles (1991). Les compartiments entourés sont ceux choisis pour la présente étude.

Tel qu'il a été mentionné par Gundersen (1995), la composition chimique des compartiments biogéochimiques est d'autant plus importante qu'elle a une influence directe sur la composition chimique et les transformations qui surviennent dans le compartiment subséquent. Par exemple, une faible quantité de C dans les horizons organiques entraînera une concentration réduite dans la solution de sol. Ainsi, un faible apport de DOC vers les horizons minéraux permet aux particules du sol d'avoir un taux de rétention du DOC plus important et une quantité de DOC au cours d'eau qui sera plus faible. De plus, la nature des réactions chimiques entre le sol et sa solution diffère selon la profondeur du profil. Ce sont les caractéristiques physico-chimiques du sol, en plus du temps de contact de l'eau avec le sol qui

permettent d'expliquer la composition chimique de la solution qui circule dans le profil biogéochimique (O'Brien and Hendershot, 1993).

a. Précipitations

Les précipitations se définissent par un apport en eau et en substances dissoutes qui survient sous la forme de pluie ou de neige (Drever, 1988). Ainsi, les précipitations représentent le point de départ dans les cycles biogéochimiques et de l'hydrochimie du bassin versant. Il s'agit de l'intrant primordial dans la composition chimique du système. L'intensité ainsi que la récurrence des précipitations auront une influence majeure sur le cycle de la matière dans le bassin versant (Stieglitz *et al.*, 2003). Elles sont importantes dans les cycles biogéochimiques puisqu'elles représentent un véhicule de transport pour les nutriments essentiels (Likens and Bormann, 1995; Neff and Asner, 2001). L'apport de matière sous forme gazeuse ou solide provenant de l'atmosphère constitue également un intrant aux cycles biogéochimiques. En effet, les dépôts secs peuvent être incorporés dans les précipitations ou se déposer directement sur la canopée pour être ensuite mélangés au pluviolessivat (Drever, 1988).

b. Pluviolessivat

Le pluviolessivat (*throughfall*) représente l'eau qui a traversé la canopée et qui atteint la surface du sol (Beven, 2001). C'est d'ailleurs dans ce compartiment que l'eau subira sa première transformation chimique, due au contact avec l'appareil aérien de la biomasse végétale. Cette transformation chimique est d'une importance significative puisque plusieurs éléments voient leurs concentrations augmenter (Drever, 1988), telle la matière organique dissoute (McDowell and Likens, 1988). La matière organique dissoute (DOM) se définit par la fraction de la matière organique qui constitue un continuum de molécules organiques de tailles et de structures différentes qui passent à travers un filtre dont les pores ont un diamètre de $0,45\ \mu\text{m}$ (Kalbitz *et al.*, 2000). Il est aussi possible de remarquer une diminution des concentrations de certains nutriments dans le pluviolessivat due à une assimilation élémentaire par la canopée (Gundersen, 1995; Dise *et al.*, 1998). L'écoulement sur le tronc (*stemflow*) fait aussi partie des flux biogéochimiques. Il représente l'eau qui s'écoule directement sur le tronc de l'arbre. Sa contribution chimique et hydrologique est localisée à la base de l'arbre (Beven, 2001). L'échantillonnage de

l'écoulement sur le tronc est difficile, ce qui peut expliquer que peu d'études en tiennent compte.

c. Solution de sol

La solution de sol représente l'eau qui circule dans le réseau poreux des sols et dont la composition chimique changera selon la profondeur et les propriétés du sol qu'elle traverse (Hendershot *et al.*, 1992b). En effet, les horizons de sol possèdent des caractéristiques géochimiques distinctes, qui influencent et modifient la chimie de l'eau qui y circule. Dans la plupart des cas, deux groupes d'horizons sont étudiés: les horizons organiques et les horizons minéraux.

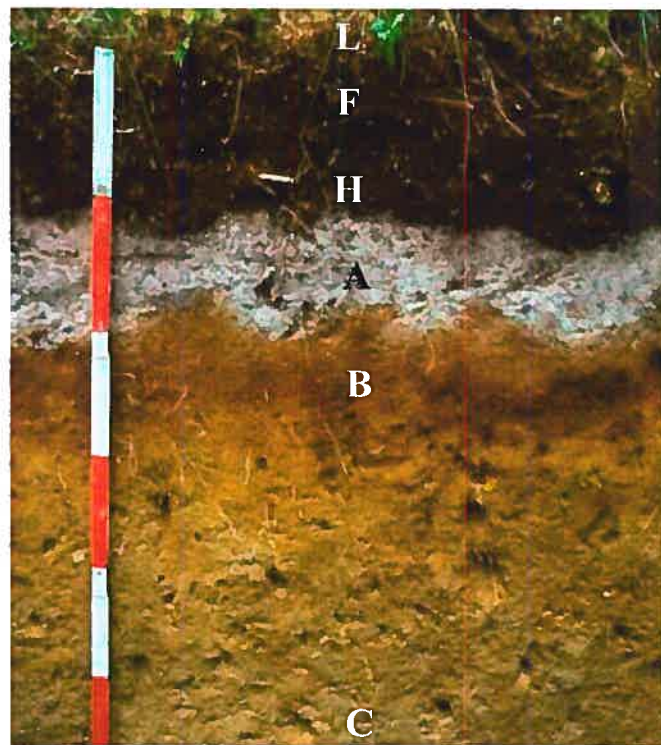


Figure 1.3. Profil de sol podzolique, Hubbard Brook Experimental Forest. L : litière forestière, F : horizon de fermentation, H : horizon humifié, A : horizon d'éluviation, B : horizon d'illuviation et C : matériel parental.

Les horizons organiques représentent la matière organique au sol et sont constitués de matériaux ayant des niveaux de décomposition différents. L'horizon superficiel (L) est composé de litière fraîche et/ou très peu décomposée où on peut distinguer la structure des éléments qui le composent (Figure 1.3). Le second horizon (F) est une accumulation de matière organique partiellement décomposée. Finalement, l'horizon organique H, est composé de matière organique fortement

décomposée et présentant un degré d'humification très élevé (Agriculture Canada Expert Committee on Soil Survey, 1987). Kalbitz *et al.* (2000) précisent que le niveau de décomposition de la matière organique est un facteur de contrôle important sur la quantité de matière organique soluble disponible dans chaque horizon. Ainsi, plus le niveau de décomposition est élevé, plus les composés organiques présents sont récalcitrants et moins facilement lessivables.

L'eau de percolation des horizons organiques sera habituellement riche en composés organiques dissous et son acidité est élevée (Magill and Aber, 2000). Currie *et al.* (1999) précisent que les horizons organiques sont une des composantes centrales de la biogéochimie du bassin versant. En effet, ces horizons sont le siège de la production et de l'entreposage de nutriments et de résidus de la décomposition, de la minéralisation de la matière organique, d'échanges ioniques et du prélèvement des nutriments.

Les horizons minéraux sont principalement composés de matériel inorganique (Figure 1.3). Ils sont formés par processus de pédogenèse ou par altération à partir d'un matériel parental. On y retrouve une accumulation de matière organique, de sesquioxydes et/ou d'argile, accumulation présentant un gradient décroissant avec la profondeur dans le profil. Il est également possible de remarquer un changement de couleur du matériel (Agriculture Canada Expert Committee on Soil Survey, 1987). La solution récoltée dans les horizons minéraux est habituellement pauvre en DOM et en nutriments puisqu'une grande partie est adsorbée par les sols, ou absorbée et décomposée par les racines et les microorganismes. La composition chimique de la solution de sol peut présenter une grande variabilité, parce que les facteurs qui influencent sa composition (quantité de matière organique, de sesquioxydes de fer (Fe) et d'aluminium (Al) et de minéraux argileux) varient avec la profondeur. Les réactions qui se produisent dans les horizons minéraux auront une influence directe sur la quantité de DOM et de nutriments qui entrera dans le ruisseau (McDowell and Likens, 1988), puisqu'une grande partie de l'eau qui se retrouve dans le ruisseau provient des horizons minéraux et de l'eau de la nappe phréatique (Biron *et al.*, 1999).

c. Ruisseau

L'eau qui a circulé dans le bassin versant a subi une gamme de changements dans sa composition chimique et le ruisseau intègre ces changements. Le cours

d'eau est ainsi considéré comme le miroir de la chimie du bassin versant (McDowell and Likens, 1988; Mulholland and Hill, 1997). De plus, certaines études ont montré que le ruisseau lui-même peut constituer une source pour certains éléments chimiques, principalement les DOM, en raison de l'accumulation de matière organique sur le lit du cours d'eau (Meyer *et al.*, 1998).

En observant le comportement des éléments en fonction du débit du ruisseau, il est possible de tirer des informations quant au cheminement de l'eau dans les divers compartiments. En effet, puisque la chimie des compartiments est connue, la relation positive ou négative des concentrations avec le débit permet d'estimer la provenance de l'eau qui circule dans le ruisseau.

1.1.4. Flux et réservoirs

La biogéochimie d'un système naturel passe par l'étude des réservoirs (*pools*) et des flux de matière et d'énergie entre les réservoirs. L'activité des réservoirs et flux est contrôlée par les composantes vivantes et non vivantes du système (Likens and Bormann, 1995). Les réservoirs représentent une accumulation de matière dans un des compartiments du système. Par exemple, il peut y avoir une accumulation de matière organique dans un système qui influencera à la hausse la capacité d'échange cationique (CEC) et l'altération des minéraux primaires et secondaires. Les flux, quant à eux, sont définis par le transport de matière qui s'opère entre les réservoirs et ce transport est effectué sous la phase liquide, gazeuse ou solide. Les transformations qui s'opèrent dans les réservoirs sont soit une modification de phase (gaz, liquide ou solide), une métamorphose chimique (spéciation) ou un changement de rôle dans l'écosystème. Plusieurs variables sont responsables des flux biogéochimiques des écosystèmes naturels dont la structure et la diversité biologique, l'hétérogénéité géologique et le climat (Figure 1.1) (Likens and Bormann, 1995).

Ce sont les processus biogéochimiques et hydrologiques qui sont responsables des intrants et de la production *in situ*, ainsi que de l'accumulation des nutriments dans les écosystèmes forestiers. De plus, ils contrôlent la mobilisation et les flux de nutriments des écosystèmes terrestres vers les systèmes aquatiques via le transport de l'eau (Figure 1.4) (Boyer *et al.*, 2000; Band *et al.*, 2001). L'étude des solutions dans un bassin versant est donc primordiale puisqu'elle représente jusqu'à 70% du total des extrants de matière du système (Sollins and McCorison, 1981).

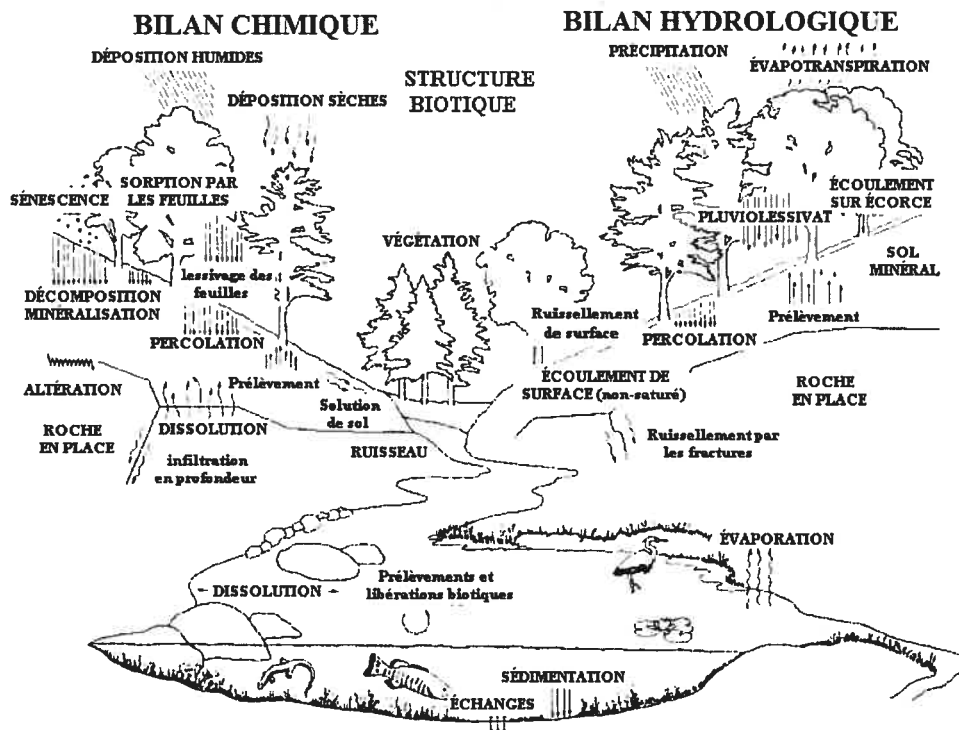


Figure 1.4. Modèle conceptuel des interconnexions des processus physiques, chimiques et biologiques à l'intérieur d'un bassin versant forestier. Modifié de Church (1997).

Chapitre 2- Biogéochimie du carbone et de l'azote

2.1. LE CARBONE ET L'AZOTE DANS LES ÉCOSYSTÈMES TERRESTRES

Le carbone (C) et l'azote (N) sont des éléments essentiels dans le fonctionnement des milieux forestiers et des écosystèmes terrestres. Entre autres, ils jouent un rôle dans les cycles globaux des éléments et contribuent aux processus biologiques (Michalzik and Matzner, 1999). Ils ont aussi un rôle pivot dans la dynamique des écosystèmes puisqu'ils sont, entre autres, essentiels à la photosynthèse et à la décomposition de la matière organique (Buffam *et al.*, 2001).

2.1.1. Rôle dans les écosystèmes forestiers

a. Transport élémentaire

Le C et N sont des éléments omniprésents dans les systèmes forestiers (Kalbitz *et al.*, 2000). Leur transport, principalement sous la forme organique, est souvent lié à celui d'autres nutriments (Stevenson and Cole, 1999). Ce sont les processus de complexation qui permettent d'expliquer le lien entre les composantes organiques et les nutriments, les polluants (Kalbitz *et al.*, 2000) et les métaux traces (Cu, Pb, etc.) en raison de leur capacité à complexer des cations (Michalzik *et al.*, 2001). En effet, le C et N sont à la base des processus biogéochimiques, ce qui permet aux autres éléments du milieu d'être incorporés dans les divers composés.

b. Altération des minéraux

Les conditions chimiques acides du sol engendrées par les composés organiques riches en C et en N sont responsables de l'altération des minéraux (Kaiser *et al.*, 2001b). En effet, les acides organiques formés lors de la décomposition stimulent l'altération des minéraux. La nitrification, par son effet acidifiant, permet aussi aux minéraux d'être attaqués et altérés (Ugolini and Spaltenstein, 1992).

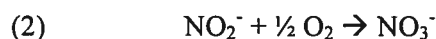
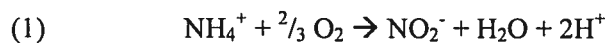
c. Rôle dans la pédogenèse

Le transport de C et de N sont des processus centraux dans la formation des sols (Kaiser *et al.*, 2000; Michalzik *et al.*, 2001), principalement les podzols puisqu'ils sont des agents complexant importants. Le DOC a la capacité de transporter des cations et un potentiel d'adsorption qui lui confèrent un rôle majeur

dans le développement des sols (Dawson *et al.*, 1978). Par exemple, la matière organique est un élément central dans le transport des ions H^+ et des cations de fer (Fe) et d'aluminium (Al), ce qui a un effet primordial sur la pédogenèse. La podzolisation permet de redistribuer la matière organique des horizons supérieurs vers les horizons minéraux. L'adsorption constitue le principal mécanisme de rétention de la matière organique dans les sols minéraux qui deviennent un puits important de C et N (Michalzik *et al.*, 2001; Guggenberger and Kaiser, 2003).

d. Acidification des milieux forestiers

Le rôle de C et de N dans l'acidification des milieux naturels est multiple. L'acidification peut survenir lors des différents processus agissant sur C et N ou encore lors du lessivage des nitrates (NO_3^-) (McHale *et al.*, 2000). Le rôle de C se fait principalement par le biais de ces acides organiques qui peuvent dissoudre des minéraux ou complexer des métaux. Quant aux processus agissant sur le N, c'est la nitrification qui produit des ions H^+ (équations 1 et 2) (Stevenson and Cole, 1999):



L'acidification des eaux de surface survient principalement durant la fonte des neiges puisqu'il y a alors une quantité importante d'anions (NO_3^- et SO_4^{2-}) accumulés dans la couverture de neige qui sera lessivée et qu'il y a dilution des cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+) par la forte concentration d'ions H^+ (Arthur and Fahey, 1993; Currie *et al.*, 1996).

e. Croissance de la biomasse

Le C et le N sont des nutriments essentiels à la croissance de la biomasse en milieux forestiers (Buffam *et al.*, 2001). Ils ont un rôle majeur dans la production primaire nette (*Net Primary Production* ; NPP) (Qualls, 2000; Van Breemen *et al.*, 2002). De plus, le N est l'élément qui est le plus souvent responsable de la croissance limitée des végétaux et des micro-organismes (Aber *et al.*, 2002).

f. Rôle dans le cycle des gaz à effet de serre et les changements climatiques

Parce que les différents éléments du bassin versant peuvent se retrouver sous la forme gazeuse et être diffusés dans l'atmosphère, l'étude des flux de C et N est un sujet d'actualité dans le domaine des gaz à effet de serre et des changements climatiques. En effet, le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4) et les oxydes

d'azote (NO_x) sont des gaz à effet de serre importants qui peuvent être produits et/ou libérés par les sols. Il est toutefois important de préciser que les sols peuvent également représenter un puits important pour certains éléments tel le C. En effet, le C organique qui est séquestré dans les sols diminue la quantité de C sous forme gazeuse dans l'atmosphère (Courchesne and Hendershot, 1997).

Il est reconnu que la quantité de CO_2 atmosphérique peut avoir un effet sur les processus agissant sur N, puisque C est un élément essentiel à l'activité des micro-organismes (Aber *et al.*, 2002). Plus la quantité de CO_2 disponible est grande, plus la demande en N par la biomasse sera élevée (effet de fertilisant) et ainsi la dynamique des nutriments sera changée (Batjes, 1996).

g. La saturation en N

L'augmentation de la quantité de N dans l'atmosphère et donc des intrants dans le cycle de N serait le résultat de l'industrialisation et de l'intensification de l'agriculture (Van Breemen *et al.*, 2002). Ce dépôt supplémentaire de N influence la productivité et le cycle des nutriments (Mitchell *et al.*, 2001). Dans la plupart des cas, ce changement est négatif : acidification des sols et des plans d'eau, appauvrissement des sols en nutriments, augmentation du taux de nitrification et déclin de la forêt (Campbell *et al.*, 2000; Berntson and Aber, 2000).

La saturation en N surviendrait lorsque la capacité du système sol-plante à utiliser le N (demande biotique, définie par la consommation par les plantes, l'immobilisation et la dénitrification par Bechtold *et al.* (2003)) et à le retenir est moins grande que la quantité déposée dans le bassin versant (Mitchell, 2001). On assiste alors à la création d'un excès en N qui sera lessivé principalement sous la forme inorganique (Goodale *et al.*, 2000; Aber *et al.*, 2002) et les conséquences sont multiples : pertes d'éléments associés, diminution de la production de la biomasse, acidification des sols et plans d'eau et changement possible dans le cycle de C (Asner *et al.*, 2001). Aussi, Brooks *et al.* (1998) ont observé une discontinuité temporelle entre les concentrations disponibles et la demande en nutriments, puisque la concentration maximale de NO_3 est observable durant l'hiver alors que la demande en N maximale survient durant l'été.

Puisque N est un nutriment limitant dans plusieurs écosystèmes (Peterson *et al.*, 2001), un ajout dans le système a comme effet à court terme de stimuler la production primaire (NPP), tel que montré dans la figure 2.1.

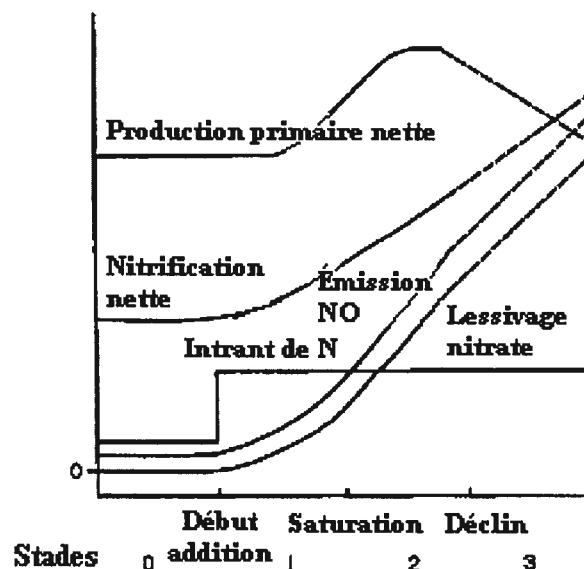


Figure 2.1. Stades de saturation en azote. Modifié de Fenn *et al.* (1998).

Un des symptômes les plus souvent observés lors de la saturation en N est la grande quantité de NO_3 dans les eaux de surface (Mulholland and Hill, 1997; Bechtold *et al.*, 2003). Ce transport important de NO_3 résulte de sa mobilité (Currie *et al.*, 1999) et modifie la qualité et l'acidité de l'eau (Aber *et al.*, 1998).

La perte de NO_3 dans le ruisseau a le potentiel de lessiver des cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) ayant pour effet d'appauvrir le sol de ces nutriments essentiels (Fitzhugh *et al.*, 2003), d'augmenter l'eutrophisation des plans d'eau (Mitchell, 2001), de changer les flux gazeux de N (Christ *et al.*, 2002) et même de diminuer la consommation de CH_4 par les sols (Fenn *et al.*, 1998). La perte sous forme gazeuse de N contribue de façon importante aux changements climatiques (Asner *et al.*, 2001). Il a également été observé que la saisonnalité de NO_3 (maxima durant le printemps et minima durant la saison de croissance) était moindre dans un environnement saturé puisqu'il y a une grande quantité de NO_3 tout au long de l'année (Chapman *et al.*, 2001).

h. La séquestration de C

La séquestration de C est un processus par lequel le C est entreposé dans les sols (Harmon, 2001) par l'intrant de litière, la consommation de CO_2 ou la sorption de DOC circulant dans les sols (McCracken *et al.*, 2002). Le sol est un puits de C à long terme. En effet, le CO_2 est incorporé dans les sols par la biomasse vivante, les plantes, les arbres et les microorganismes. Le CH_4 , quant à lui, est un gaz à effet de

serre très réactif qui est séquestré dans les sols par un processus d'oxydation. En effet, les sols aérobie et les forêts sont des puits de CH_4 les plus importants dans le cycle de C (Topp and Pattey, 1997; LeMer and Roger., 2001; Hutsch, 2001). Comme le temps de résidence du C dans les sols peut être de quelques centaines d'années, il ne se retrouve pas sous forme gazeuse.

2.2. PROCESSUS BIOLOGIQUES, PHYSIQUES ET CHIMIQUES AGISSANT SUR LES FLUX EN C ET N DANS LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

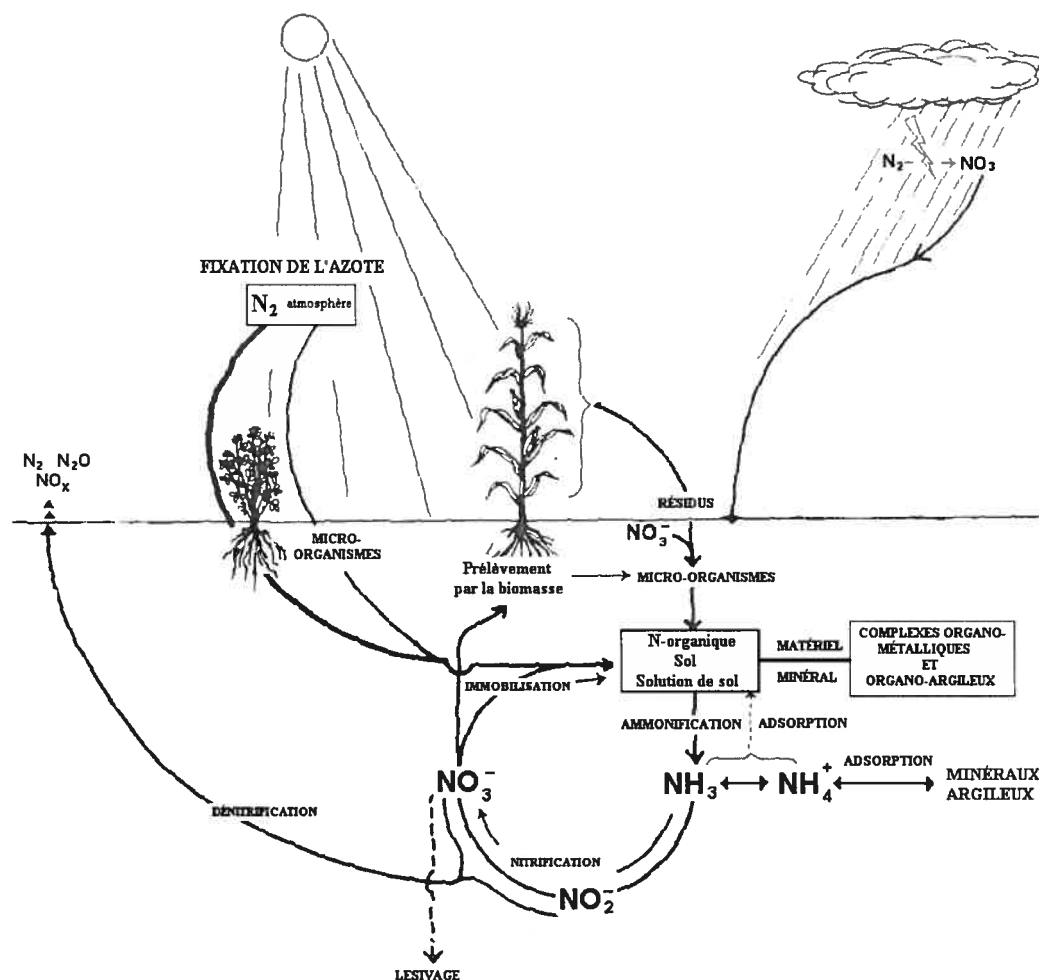


Figure 2.2. Cycle de l'azote dans les sols et les principaux processus. Modifié de Stevenson and Cole (1999).

Plusieurs processus sont responsables des flux et de la transformation biogéochimique des éléments dans un système forestier. Certains processus biogéochimiques sont ainsi responsables de la spéciation de N et de la disponibilité

de C dans les sols. Le cycle de C et de N dans la matière organique du sol implique des interactions complexes entre une série d'organismes et de processus (Figure 2.2) (Bosatta and Agren, 1991).

La biomasse microbienne est un acteur majeur dans l'ensemble des processus agissant sur le cycle de C et de N (Magill and Aber, 2000). Elle est un agent de décomposition important et constitue un réservoir de nutriments actifs (Stevenson, 1994). Les bactéries, les actinomycètes, les mycètes (champignons) et les protozoaires peuplent la biomasse microbienne. Sans cette biomasse microbienne, les processus se produisant dans les sols se feraient beaucoup plus lentement. Il est important de noter que la présence de C et de N dissous est aussi essentielle aux organismes. Enfin, les cycles de C et de N ne peuvent s'effectuer efficacement sans la présence des autres éléments dans l'écosystème (Aber *et al.*, 1998) et de l'eau (Band *et al.*, 2001).

2.2.1. Fixation

La fixation est le processus essentiel par lequel les plantes, les arbres et la microfaune des sols capturent le N atmosphérique et le CO₂ pour leur croissance. Il s'agit du processus par lequel le CO₂ et le N atmosphérique sont transformés en composantes organiques. La fixation s'effectue par plusieurs organismes dont les bactéries, les cyanobactéries et l'association entre les plantes et les bactéries (rhizobiums) (Stevenson and Cole, 1999). La fixation de C et de N par les micro-organismes et/ou les plantes est le processus primaire qui permet au C et au N de se retrouver dans le système sol-plante et d'être disponible pour la biomasse. Elle constitue, particulièrement pour le N, le principal intrant élémentaire dans l'écosystème, conjointement avec les dépôts atmosphériques (Arheimer *et al.*, 1996). La fixation est donc un processus vital pour le maintien de la vie sur terre tout comme la photosynthèse et la respiration des plantes.

2.2.2. Minéralisation

La minéralisation est le processus par lequel le C et le N compris dans la matière organique sont décomposés et transformés en composés inorganiques comme l'ammoniaque (NH₃) ou l'ammonium (NH₄) (processus appelé ammonification) et en

composés de C inorganique (Schlesinger, 1991). La décomposition est un processus qui dépend de la texture du substrat, du pH du sol, de la température et de l'humidité du sol (Stevenson, 1994).

Les processus de décomposition de N organique sont de première importance puisque le taux de rupture de la matière organique influence fortement le taux auquel le cycle de N s'effectuera (Mitchell *et al.*, 2001). Une fois dissous, le C et le N continuent d'être décomposés. En effet, la décomposition permet de transformer le DOM en différents composés chimiques des plus récalcitrants aux plus simples (Bosatta and Agren, 1991). C'est également la décomposition de la matière organique qui est responsable de la mise en solution de DOC et DON dans les sols forestiers.

2.2.3. Immobilisation

Le processus d'immobilisation est celui qui transforme les composés inorganiques tel NH_4 et NO_3 en composés organiques. Ce processus est particulièrement important durant la saison de croissance (Rosswall, 1981). L'assimilation permet l'utilisation du N inorganique comme nutriment afin de l'incorporer dans la biomasse (Jaffe, 1992). L'assimilation de NH_4 est la plus courante puisqu'elle est moins énergivore étant donné que NH_4 est directement réduit en composé organique. Le NO_3 , quant à lui, nécessite une première réduction avant d'être assimilé par les organismes vivants. Cette première partie de l'assimilation (assimilation réductrice : réduction de NO_3 en NH_4) nécessite davantage d'énergie pour les plantes, bactéries, algues et mycètes (Stevenson and Cole, 1999). Pour le C, le principal processus d'immobilisation se fait par la photosynthèse, c'est-à-dire par la fixation de CO_2 .

2.2.4. Nitrification

La nitrification est un processus d'oxydation, en deux étapes, par lequel NH_4 est transformé en NO_3 . La première partie de la transformation se fait par des bactéries appelées *Nitrosomonas* (équation 1) et la seconde partie est dirigée par les *Nitrobacter* (équation 2) (Stevenson and Cole, 1999).

Ce processus est influencé par la concentration de NH_4 , le pH, la température et l'humidité du sol (Ryan *et al.*, 1998; Piirainen *et al.*, 2002). Plus il y aura de N disponible dans le sol, plus le taux de nitrification sera grand (Aber *et al.*, 1998) (Figure 2.1). Lorsque la quantité de NO_3 excède la capacité d'assimilation de la biomasse (saturation en N) il en résulte un lessivage plus important tel que présenté dans la section 2.1.1.g. De plus, le processus de nitrification libère des ions H^+ ce qui acidifie le sol (Gundersen *et al.*, 1998).

2.2.5. Dénitrification

La dénitrification est le processus inverse de la nitrification, par lequel N est transformé en forme gazeuse (Schlesinger, 1991). Les bactéries responsables de la dénitrification ont besoin d'un milieu anaérobie pour transformer le N inorganique en diazote (N_2), oxyde de N (NO) ou oxyde de diazote (N_2O) gazeux. Lorsque le milieu devient pauvre en oxygène, les bactéries utilisent le N comme accepteur d'électrons lors de la respiration. Il y a donc production de N gazeux plutôt que de NO_3 ou de nitrites (NO_2) (Stevenson and Cole, 1999). Dans les sols forestiers bien drainés, la dénitrification est généralement très faible (Van Breemen *et al.*, 2002). La perte de N sous forme gazeuse, principalement par la dénitrification est le flux le plus difficile à mesurer. La mesure imprécise de cette composante entraîne souvent la surestimation de la capacité de rétention du sol (Mitchell *et al.*, 2001).

2.2.6. Adsorption

En plus de tous les processus biotiques qui contrôlent le cycle de N, il existe quelques processus non contrôlés par les organismes vivants qui ont une influence importante sur le cycle de N: l'adsorption de NH_4 sur les minéraux argileux, la fixation de NH_3 sur la matière organique, la réaction de NO_2 avec la matière organique, l'adsorption de NO_3 par les oxydes de Fe et la volatilisation de NH_3 (Figure 2.2) (Schlesinger, 1991; Johnson, 1992).

Le C est également influencé par des processus abiotiques, principalement responsables de la rétention de celui-ci dans les horizons minéraux. En effet, l'adsorption (transfert d'un soluté d'une solution vers une substance solide) et la précipitation (accumulation d'un soluté en tant que nouvelle phase solide)

(Guggenberger and Kaiser, 2003) sont responsables d'une grande partie de la rétention de C dans les sols minéraux (McDowell and Wood, 1984; Jardine *et al.*, 1989). Par exemple, tel que présenté par Moore (1998), plus la quantité d'oxydes de Fe est importante dans un sol, plus la rétention de DOC sera grande.

Il importe de noter que la co-précipitation de métaux et de la matière organique dans les horizons B supérieurs est un processus central dans la podzolisation qui affecte principalement le DOC. Ce mécanisme est souvent responsable des faibles concentrations de DOC retrouvées dans les cours d'eau de bassins versants forestiers couverts par des podzols (McDowell and Wood, 1984).

2.3. LE DOC ET LES FORMES DE N DISSOUS

Dans les milieux naturels, le C et le N dissous peuvent se retrouver sous la forme organique ou inorganique. Alors que le DOC est la forme dissoute la plus abondante dans les milieux forestiers acides, le N se retrouve sous trois formes chimiques principales : DON, NO₃ et NH₄. Qualls (2000) cite que la principale différence entre les composés inorganiques et organiques dissous réside dans la capacité de la biomasse à prélever directement les composés inorganiques. Il précise toutefois que certains composés organiques sont facilement assimilables.

2.3.1. DOC dans les milieux forestiers

Le DOC est présent dans tous les écosystèmes et est un sous-produit de la décomposition de la matière organique par les micro-organismes en plus du résultat du lessivage de la matière organique (Moore, 1998; Kalbitz *et al.*, 2000). Les principales sources de DOC sont les horizons organiques du sol, où les concentrations sont contrôlées par la décomposition microbienne de la matière organique (Cronan and Aiken, 1985; Qualls, 2000) et par la contribution de la canopée (Michalzik *et al.*, 2001). La figure 2.3 présente les principaux processus impliqués dans la formation et la transformation de DOM, dont la composante majoritaire est le DOC.

Plusieurs auteurs ont identifié différentes sources principales de DOC à l'intérieur des horizons organiques. Alors que la litière fraîche serait la source majeure pour certaines études (Qualls *et al.*, 1991; Michalzik and Matzner, 1999; Vanderbilt *et al.*, 2003), ce sont les horizons dont le taux de décomposition serait le

plus élevé qui semblent être la source dominante dans d'autres études (Kalbitz *et al.*, 2000; Froberg *et al.*, 2003). En revanche, plus le niveau de décomposition de la matière organique est élevé, plus le taux de libération de DOC sera faible (Moore, 1998). Huang and Schoenau (1998) précisent quant à eux que la décomposition de la matière organique produit une grande variété de composés et que le lessivage est la première étape de la décomposition.

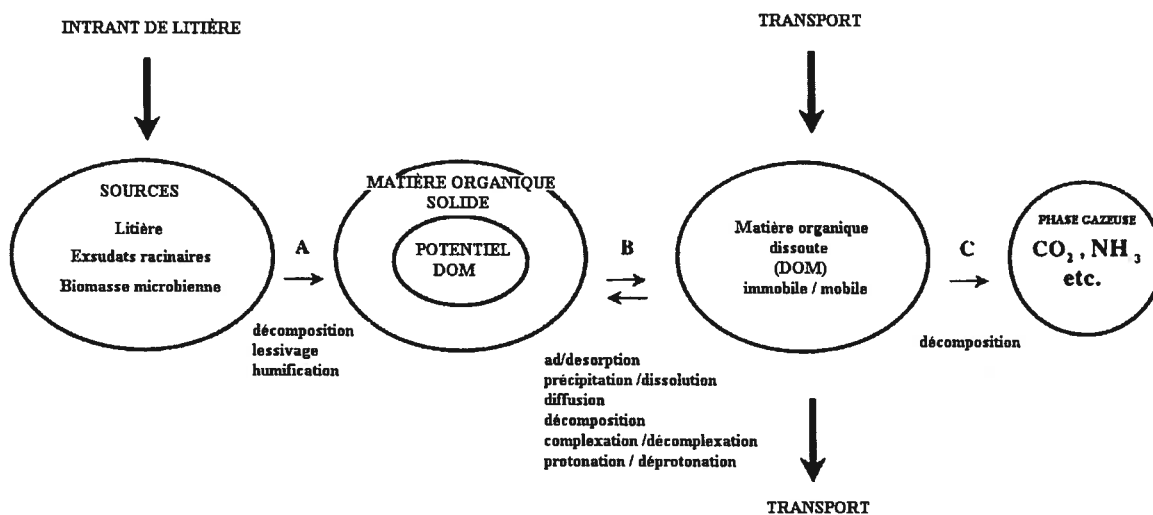


Figure 2.3. Modèle conceptuel des processus impliqués dans la formation de la matière organique dissoute (DOM). A- altération physique et chimique de la litière durant la décomposition, B- processus abiotiques tel la désorption et la dissolution et C- décomposition. Le *potentiel DOM* représente la matière organique qui a le potentiel d'être mis en solution (soluble). Modifié de Kalbitz *et al* 2000.

Le DOC est la composante majeure de DOM et constitue la source principale d'énergie pour l'activité biologique (Qualls and Haines, 1992). Le DOC peut être subdivisé en une myriade de composés (Magill and Aber, 2000; Strobel *et al.*, 2001) qui sont divisés en groupes d'acides, de bases et de composés neutres, hydrophiles ou hydrophobes (Moore and Matos, 1999) tel que montré à la figure 2.4. Les acides organiques à faible poids moléculaire (*low-molecular-weight organic acids*) font aussi partie de la composition de DOC et jouent un rôle très important dans le développement des podzols et dans l'altération des minéraux (Fox, 1995). Ils affectent la solubilité et la spéciation des métaux en plus d'être un agent complexant important. Les principales sources sont les exsudats racinaires et le lessivage de la

litière et des sous-produits de la décomposition de la matière organique du sol (Fox, 1995).

Il est possible de subdiviser le C organique en substances humiques et non-humiques. Les substances non-humiques sont les lipides, les hydrocarbures, les protéines/peptides/acides aminés et autres composés (Stevenson and Cole, 1999). Les substances humiques quant à elles, représentent jusqu'à 80% de la quantité totale du C organique et sont composées d'acides fulviques et humiques et d'humus dont le fractionnement opérationnel dépend de leur solubilité dans un acide ou une base (Stevenson and Cole, 1999). Les substances humiques jouent un rôle primordial dans les processus de podzolisation. Les acides fulviques, par exemple, permettent la migration du Fe et Al suite à leur altération des horizons supérieurs d'un profil de sol. Leur migration est ensuite nécessaire à la formation des horizons dits podzoliques dans lesquels on peut observer une accumulation conjointe de matière organique, de Fe et Al (Courchesne and Hendershot, 1997).

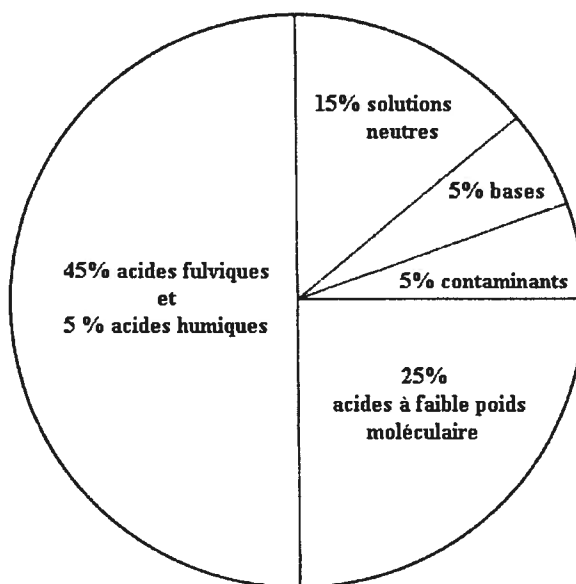


Figure 2.4. Distribution des différentes classes de composantes organiques du DOC retrouvés dans les cours d'eau des États-Unis. Modifié de Drever (1988).

2.3.2. Spéciation de N en milieu forestier

La principale source de N dans les milieux forestiers est l'atmosphère. Il s'y trouve sous la forme d'un gaz inerte (N_2). Une fois dans le bassin versant, N est

fortement lié au cycle de la matière organique et il est plutôt rare d'y retrouver une accumulation importante de N, ce qui lui confère un caractère limitant pour la croissance de plusieurs associations végétales (Johnson, 1992).

Le cycle des composés de N dissous est fortement dépendant de la quantité de C disponible dans les sols. Il existe donc un lien étroit entre C et N puisque les organismes responsables de leurs transformations en ont besoin comme source d'énergie (Magill and Aber, 2000). Le tableau 2.1 présente la majorité des composés de N et quelques-unes de leurs caractéristiques.

Tableau 2.1. Composés d'azote et leurs principales caractéristiques

| COMPOSÉS | | COMMENTAIRES |
|--|-----------------------------------|---|
| N ₂ | Azote ou diazote | <ul style="list-style-type: none"> • Forme gazeuse, N₂ est le principal constituant de l'atmosphère • Il est le résultat de la dénitrification • Composé stable, devient toutefois réactif en présence d'oxygène en milieu urbain. |
| N ₂ O | Oxyde nitreux ou Oxyde de diazote | <ul style="list-style-type: none"> • Forme gazeuse • Produit par la combustion (activité anthropique) ou par la dénitrification • Comportement similaire au CO₂ |
| NO _x | Oxydes nitrique | <ul style="list-style-type: none"> • Forme gazeuse • Produit par l'oxydation industrielle de NH₃ ou par dénitrification |
| NH ₄ ⁺ NH ₃ | Ammonium Ammoniaque | <ul style="list-style-type: none"> • Résultat de la fixation, de l'assimilation réductrice ou de l'ammonification, • NH₃: forme gazeuse, soluble dans l'eau. Se retrouve habituellement dans les milieux ayant un pH élevé et une faible CEC • NH₄⁺: forme dissoute, retrouvé en quantité faible dans la majorité des écosystèmes forestiers. |
| NO ₃ ⁻ NO ₂ ⁻ | Nitrates Nitrites | <ul style="list-style-type: none"> • Formes oxydées de N (dissous) • Résultat de la minéralisation, la nitrification et la déposition atmosphérique. • Forme la plus mobile dans les écosystèmes forestiers • Composante majoritaire de N inorganique en milieu forestier |
| DON | Azote organique dissous | <ul style="list-style-type: none"> • Forme de N la moins étudiée. • Forme de N dissous dominant les milieux forestiers. • Principales composantes : amides, urée, protéines, acides nucléiques, sucres aminés, etc. |

(Sollins and McCorison, 1981; Qualls *et al.*, 1991; Jaffe, 1992; Reynolds and Edwards, 1995; Arheimer *et al.*, 1996; Stevenson and Cole, 1999; Michalzik and Matzner, 1999; Qualls *et al.*, 2000; Hagedorn *et al.*, 2001; Williams *et al.*, 2001; Buffam *et al.*, 2001; Piirainen *et al.*, 2002)

a. Azote organique dissous (DON)

La forme organique de N est reconnue pour jouer un rôle important dans le cycle global de N et dans celui des milieux forestiers (Sollins and McCorison, 1981;

Michalzik *et al.*, 2001). La source principale de N organique dans les milieux forestiers est représentée par les horizons organiques (Huang and Schoenau, 1998). La production de DON se fait par décomposition ou par lessivage de la biomasse (Hagedorn *et al.*, 2001). La proportion de N total représentée par DON en milieux forestiers naturels peut atteindre 95% et représente habituellement la fraction la plus importante de N dans le cours d'eau (Chapman *et al.*, 2001; Mitchell *et al.*, 2003). Le N organique du ruisseau provient du pluviolessivat, de la décomposition de la litière et de la matière organique du sol et de celle présente sur le lit du cours d'eau, du lessivage, des exsudats racinaires, du renouvellement (*turnover*) de la biomasse racinaire et des sous-produits des macro-organismes et micro-organismes (Huang and Schoenau, 1998; Campbell *et al.*, 2000).

McDowell *et al.* (1998) ont présenté une relation significative entre la quantité de DON et la quantité de N inorganique dissous ($\text{DIN} = \text{NO}_3 + \text{NH}_4$) dans les compartiments des milieux forestiers, même si les facteurs qui contrôlent leurs concentrations et leur transport sont différents. Le N inorganique a longtemps été considéré comme écologiquement plus important et plus réactif (Qualls, 2000). Toutefois, le DON joue un rôle important dans le cycle de N (Scudlark *et al.*, 1998) et il peut facilement être minéralisé pour ensuite être utilisé par la biomasse (Campbell *et al.*, 2000; Buffam *et al.*, 2001). Même si les pertes en N inorganique sont contrôlées par l'activité biologique, il n'est pas impossible d'observer des pertes de N sous forme organique dans des conditions de demande biologique élevée (Goodale *et al.*, 2000). Il est donc important de distinguer la forme de N afin de connaître quels organismes peuvent l'utiliser et quel est son comportement face au lessivage et à la dénitrification (Huang and Schoenau, 1998).

b. Nitrate (NO_3)

Le NO_3 est la forme oxydée la plus abondante de N inorganique (Reynolds and Edwards, 1995). Il est principalement prélevé par les plantes et microorganismes, retourné sous la forme gazeuse par la dénitrification ou lessivé vers les cours d'eau et les plans d'eau (Johnson, 1992). Le lessivage de NO_3 entraîne souvent celui d'autres éléments essentiels à la biomasse, tels Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , celui d'éléments potentiellement toxiques (H^+ , Al^{n+}) (Ryan *et al.*, 1998; Mitchell *et al.*, 2001) et celui d'autres nutriments et des métaux traces (Boyer *et al.*, 1996; Piirainen *et al.*, 2002). Toutefois, l'assimilation biologique est le processus majeur de

rétenion de NO_3 dans les sols, alors que la dénitrification implique une perte en NO_3 dans les sols.

Les principales sources de NO_3 dans les sols sont la minéralisation de la matière organique, la nitrification et les dépôts atmosphériques (Arheimer *et al.*, 1996). Dans les systèmes saturés en N, le NO_3 est la forme dominante de N dissous total (TDN) exporté dans les cours d'eau (Buffam *et al.*, 2001; Bechtold *et al.*, 2003).

c. Ammonium (NH_4)

Le NH_4 anthropique est le résultat de la production et de l'utilisation de fertilisants (Aber *et al.*, 1998). Toutefois, NH_4 se retrouve de façon naturelle dans la majorité des systèmes forestiers. On le retrouve habituellement en faible concentration puisqu'il s'agit de la forme privilégiée par les plantes et les micro-organismes (Hagedorn *et al.*, 2001; Williams *et al.*, 2001). En effet, contrairement au NO_3 et au DON, le NH_4 peut être assimilé directement par la biomasse.

La concentration de NH_4 dans le ruisseau est généralement faible, et ce, en raison de l'absorption par la biomasse, l'adsorption sur le complexe d'échange cationique et certains types de minéraux argileux en plus de la volatilisation (Johnson, 1992). En raison de l'intensité de ces mécanismes, la complète rétenion de NH_4 dans les horizons minéraux est assumée dans certains milieux forestiers (Currie *et al.*, 1999; Aber *et al.*, 2002). De plus, Currie *et al.* (1999) précisent que lorsque NH_4 est en concentration élevée, il est rapidement oxydé en NO_3 , dû à sa forte réactivité.

2.3.3. Variabilité spatiale de C et N

La variabilité spatiale dans les milieux forestiers se manifeste à toutes les échelles spatiales (horizons de sol, bassin versant), pour un vaste éventail de composantes chimiques et de nombreux compartiments biogéochimiques (Hendershot *et al.*, 1992b; Courchesne *et al.*, 2001). Les variations de concentrations de C et N sont fortement dynamiques dans le temps et l'espace (principalement à l'échelle du profil de sol) (Michalzik and Matzner, 1999). Les processus hydrologiques, biologiques et physico-chimiques sont responsables de la variabilité spatiale et temporelle des composés de C et N dissous (Boyer *et al.*, 2000).

a. Échelle du bassin versant (hétérogénéité du sol)

Comme toutes les composantes d'un système, le C et le N présentent une forte hétérogénéité dans leur distribution spatiale (Mitchell *et al.*, 2003; Bechtold *et al.*, 2003). En effet, alors que certaines surfaces ont tendance à accumuler de la matière organique (telles les dépressions), les zones adjacentes peuvent présenter les conditions idéales pour la décomposer complètement.

L'hétérogénéité des concentrations en C et N peut être influencée par plusieurs facteurs: la physiographie, les précipitations, la végétation, l'écoulement de l'eau dans les sols, et l'adsorption dans les horizons minéraux (Aitkenhead *et al.*, 1999; Chapman *et al.*, 2001), puisque ces facteurs influencent les processus agissant sur la matière organique. Ainsi, les caractéristiques du milieu auront un effet majeur sur l'accumulation, la rétention et la distribution des composés de C et N dans un bassin versant. La répartition de la végétation dans un bassin versant est une caractéristique qui a un effet important sur la variabilité spatiale des concentrations de C et N puisque la chute des feuilles représente l'intrant principal de nutriments dans le système conjointement avec l'apport du pluviolessivat. Un secteur dépourvu de végétation verra ses concentrations en C et N diminuer dans les solutions de sol et dans le cours d'eau (Meyer *et al.*, 1998).

Les zones adjacentes au cours d'eau sont reconnues pour avoir la plus grande influence sur son hydrochimie (Campbell *et al.*, 2000). En effet, les bas de pentes et les dépressions sont des zones d'accumulation préférentielle de matière organique (Birkeland, 1999). Ainsi, le C et N s'y retrouvent en plus grande quantité autant sous la forme solide que dans la solution de sol. C'est aussi dans les zones voisines au cours d'eau que la solution de sol subira sa dernière modification chimique avant de se retrouver dans le cours d'eau. Ainsi, non seulement les propriétés physico-chimiques du sol sont variables dans l'espace, mais également les solutions de sol qui y circulent (Folster, 2001).

b. Échelle des compartiments biogéochimiques

La quantité de DOC dans les divers compartiments de l'écosystème a été fortement étudiée. Alors que la concentration augmente à mesure que l'eau traverse la canopée et les horizons organiques, elle diminue avec la profondeur à mesure qu'elle traverse les horizons minéraux (Moore, 1998; Michalzik *et al.*, 2001). Qualls and Haines (1992) ont d'ailleurs précisé que les plus fortes concentrations de DOC

sont observées dans le pluvioléssivat et les horizons organiques. Près de 95% de ce DOC serait retenu dans le profil de sol minéral à mesure que l'eau et les solutions percolent à travers le sol (Figure 2.5).

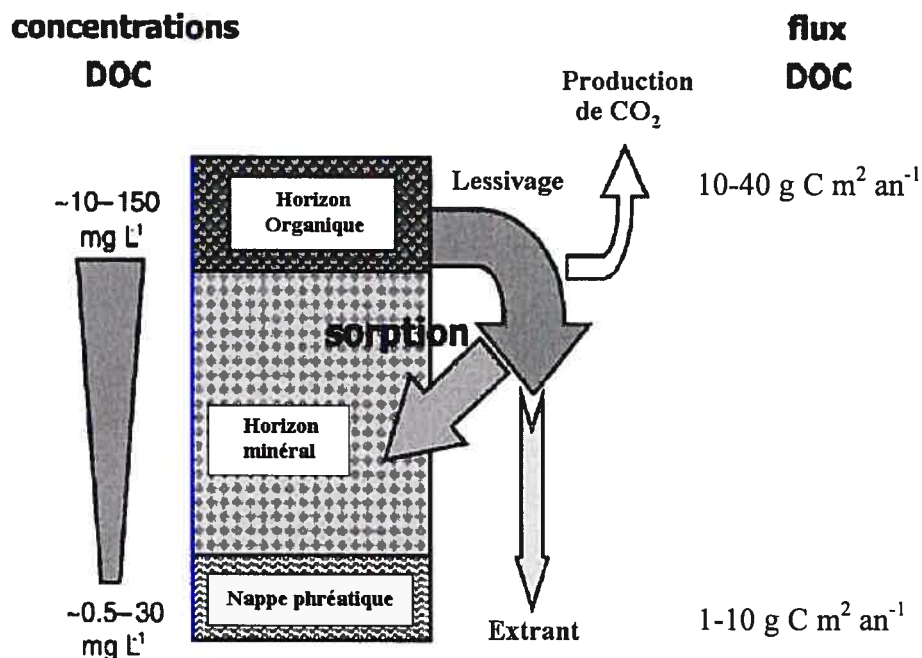


Figure 2.5. Schéma présentant les concentrations et flux de DOC dans les horizons de sol ainsi que la rétention de DOC dans les sols minéraux et le lessivage vers la nappe phréatique ou le cours d'eau. Modifié de Guggenberger and Kaiser (2003)

Le lessivage de la canopée permet d'expliquer l'enrichissement en C et N du pluvioléssivat. En effet, comme l'eau a un contact intime avec les feuilles et les branches, elle voit sa composition enrichie en DOC et en N dissous avant de se retrouver au sol. Une fois dans les horizons organiques, c'est principalement la décomposition qui explique l'augmentation des concentrations de DOC et des formes de N dissous dans la solution de sol. En plus du lessivage de la litière, la décomposition due à la forte activité biologique permet d'enrichir l'eau qui y circule en composés organiques et inorganiques divers.

Deux processus permettraient d'expliquer que les concentrations de DOC et DON diminuent à mesure qu'elles traversent le sol (Dosskey and Bertsch, 1997). Le premier est la minéralisation microbienne (ou décomposition). Toutefois, plusieurs auteurs s'entendent pour dire qu'il s'agirait d'un processus secondaire et de faible importance puisque le taux de minéralisation serait trop faible dans plusieurs sols

pour expliquer les pertes observées en C et N dissous (Qualls and Haines, 1992; Kalbitz *et al.*, 2000). Le second processus, qui constitue la principale explication serait l'adsorption physico-chimique et la précipitation (Qualls *et al.*, 2000). Ainsi, c'est parce que le C et N sont retenus dans les horizons minéraux supérieurs que des concentrations réduites sont retrouvées en profondeur (Michalzik and Matzner, 1999). Contrairement à la décomposition, la rétention physico-chimique de C et N par les oxydes présents dans le sol se fait en quelques minutes, ce qui permet d'avoir un taux relativement constant de rétention (Qualls and Haines, 1992).

Il est important de préciser que contrairement au DOC, les études sur le DON sont peu nombreuses (Prechtel *et al.*, 2000; Buffam *et al.*, 2001). Néanmoins, son comportement paraît associé à celui du DOC (Goodale *et al.*, 2000). En effet, Michalzik and Matzner (1999) ont précisé que les plus grandes concentrations de DOC et DON se retrouvent dans les horizons organiques. Toutefois, même si les tendances sont semblables, les mécanismes responsables de leur libération et de leur rétention dans un écosystème diffèrent : ils opèrent dans des conditions et à des taux différents. Les principaux mécanismes de rétention de DON sont l'incorporation à la matière organique (Aber *et al.*, 1998) et la rétention physico-chimique.

Le ratio C:N, indicateur du degré de décomposition de la matière organique, a tendance à diminuer avec la profondeur dans les sols. Cette diminution est le reflet du degré de rupture des composés organiques et de l'âge de l'humus en place dans le bas du profil (Batjes, 1996). De plus, le ratio C:N observé dans le cours d'eau (dissous) est un indicateur fiable du ratio C:N du sol (Campbell *et al.*, 2000).

Les précipitations sont habituellement riches en N inorganique dissous (Campbell *et al.*, 2000). Une partie de ce N est absorbée directement par la canopée. Par la suite, la décomposition de la matière organique, conjointement avec d'autres processus (minéralisation et nitrification), permettent la production de N inorganique dissous (DIN) dans les horizons organiques (Evans *et al.*, 1999). À mesure que l'eau percole dans les sols, les composés inorganiques de N sont fortement retenus par le prélèvement des plantes et des microorganismes et par adsorption abiotique. Lorsque l'eau atteint la zone sous la biomasse racinaire, la solution de sol est habituellement très pauvre en DIN. C'est le N inorganique qui présente le plus fort taux de prélèvement par la biomasse parmi les formes de N dissous dans les horizons minéraux (Hagedorn *et al.*, 2001).

2.3.4. Variabilité temporelle de C et N

Plusieurs facteurs permettent d'expliquer les variations temporelles des concentrations de C et N dissous dans les compartiments biogéochimiques des écosystèmes forestiers. Il est aussi important d'étudier les changements temporels à plusieurs échelles puisque les variations sur de petites périodes permettent de mieux comprendre le comportement d'un élément pour une longue durée (Kalbitz *et al.*, 2000; Michalzik *et al.*, 2001).

a. Échelle événementielle

L'étude des événements hydrologiques est importante puisque c'est durant ces périodes de courte durée que plusieurs substances (dont le DOC) sont exportées en très grande quantité (Hinton *et al.*, 1998). En général, les concentrations de DOC augmenteront avec le débit et diminuent rapidement lors de la décrue (Cronan and Aiken, 1985; Boyer *et al.*, 2000), puisque la source principale de DOC durant les événements hydrologiques est le lessivage des horizons de surface (Hinton *et al.*, 1998; Meyer *et al.*, 1998). Le NO_3 a un comportement semblable à celui du DOC qui pourrait être attribué à la richesse en NO_3 de l'eau de précipitation (Evans *et al.*, 1999; Buffam *et al.*, 2001), bien que dans certains cas il soit possible d'observer une relation négative entre la concentration de NO_3 et le débit (Hagedorn *et al.*, 2001). Le NH_4 , tel que précisé plus tôt, montre une concentration très faible dans les écosystèmes forestiers, ce qui explique que sa variabilité à l'échelle événementielle est très peu étudiée et demeure mal définie.

L'intensité des précipitations, variable d'un événement à l'autre, changera les processus hydrologiques ayant cours dans le bassin versant (Stieglitz *et al.*, 2003) et par conséquent la quantité de matière organique qui sera transportée vers le ruisseau (Clair and Ehrman, 1996). Durant l'écoulement d'étiage du cours d'eau (*baseflow*), la principale source d'eau est la nappe phréatique où les concentrations de C et N sont peu élevées (Hendershot *et al.*, 1992b; Mitchell, 2001). Les concentrations observées peuvent doubler et même tripler lors de précipitations abondantes par rapport à l'écoulement d'étiage (Buffam *et al.*, 2001). En effet, lors des précipitations, il y a hausse de la nappe phréatique, ce qui permet aux horizons de surface de contribuer à la composition chimique du cours d'eau en plus du ruissellement de surface (lié à l'intensité des précipitations) qui capte la signature chimique des horizons organiques.

b. Échelle annuelle

De façon générale, le comportement des nutriments est fortement lié aux saisons et aux différents processus ayant cours dans le bassin versant (Mulholland and Hill, 1997). Plusieurs études ont montré une variation importante des concentrations de C et N à l'échelle des saisons (Aitkenhead *et al.*, 1999; Mitchell *et al.*, 2003). La variation saisonnière est toutefois propre à chaque compartiment. En effet, alors que les variations de C et N dissous sont très faibles dans les horizons minéraux, elles s'avèrent plus importantes pour les horizons organiques et le pluviolessivat étant donné la prépondérance du facteur biologique de ces compartiments (Section 2.4.1 c) (McDowell and Wood, 1984; Qualls and Haines, 1991).

Les concentrations de DOC et DON ont tendance à augmenter dans les horizons organiques durant la saison de croissance des plantes en raison de l'activité microbienne intense et de la décomposition de la matière organique, pour atteindre leur maximum au début de l'automne avec la chute des feuilles (Michalzik and Matzner, 1999; Kalbitz *et al.*, 2000). Un second facteur pouvant expliquer l'augmentation des concentrations de DOC durant l'été est l'évapotranspiration, puisque les éléments ont tendance à se concentrer lorsque l'évapotranspiration est très élevée durant une longue période. Au cours de l'été, les sécheresses tendent à réduire l'activité de la biomasse ce qui diminue les concentrations de C et N retrouvées dans la solution de sol des horizons organiques (Bechtold *et al.*, 2003).

La saisonnalité de NO_3 est très importante et abondamment démontrée. En effet, on observe le maximum lors de la fonte des neiges puisque le NO_3 s'accumule dans la neige au sol (Reynolds and Edwards, 1995; Brooks *et al.*, 1998). Par la suite, les concentrations diminueront indépendamment du débit à mesure que la neige disparaîtra (Arthur and Fahey, 1993). Les minima sont observés lors de la saison de croissance des plantes parce que le NO_3 est fortement absorbé par le biota, soit le scénario inverse de DOC (Hagedorn *et al.*, 2001). La figure 2.6 illustre le comportement saisonnier des micro-organismes responsable de la saisonnalité de NO_3 . Durant la saison de croissance, une forte assimilation biologique diminue la quantité de NO_3 disponible pour le lessivage. À l'automne, les précipitations abondantes transportent la presque totalité du NO_3 disponible pour le lessivage. Pendant la saison de dormance, l'activité biologique réduite implique qu'une grande quantité de NO_3 est disponible pour le lessivage par la fonte des neiges du printemps.

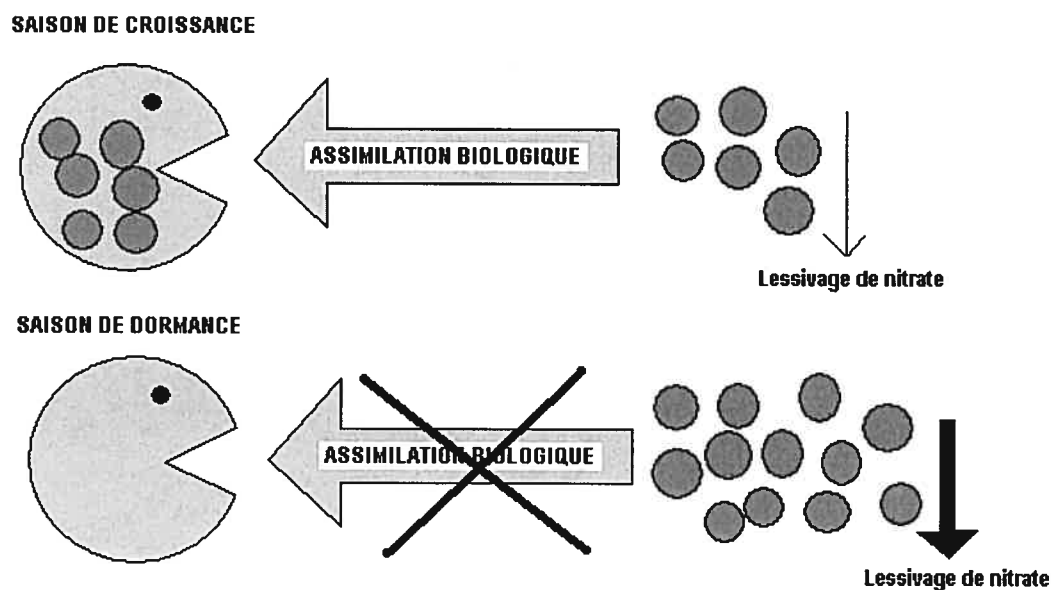


Figure 2.6. Comportement saisonnier des nitrates.

2.4. FACTEURS CONTRÔLANT LA VARIABILITÉ DES CONCENTRATIONS DE DOC ET DES FORMES DE N DISSOUS DANS LES COMPARTIMENTS BIOGÉOCHIMIQUES

Plusieurs facteurs sont responsables de la variabilité de C et des formes de N dissous dans les milieux forestiers. Nous présentons ici le rôle de quelques facteurs qui permettent de mieux comprendre la variabilité spatiale et temporelle de C et N dissous.

2.4.1. Facteurs climatiques

Les saisons et les changements climatiques jouent un rôle important sur les concentrations et le cycle des nutriments, tels le C et le N, dans les divers compartiments d'un bassin versant (Courchesne *et al.*, 2001). Plusieurs variables, directement ou indirectement liées au climat, influencent les taux de libération et de rétention des formes dissoutes de C et N: l'hydrologie, la température, les propriétés physico-chimiques du sol, la minéralisation biologique et les processus biogéochimiques (Cronan and Aiken, 1985; Kaiser *et al.*, 2001b). Ainsi, les changements climatiques sont reconnus pour être responsables d'une grande partie des variations dans les cycles biogéochimiques à l'échelle du bassin versant, tel que la perte de nutriments par les processus hydrologiques (Fitzhugh *et al.*, 2003).

a. Relation entre la concentration de C et N et l'hydrologie du bassin versant

Un des rôles joués par l'hydrologie dans un bassin versant est d'assurer le transport des différents composés entre les compartiments (Huang and Schoenau, 1998) et de fournir l'eau nécessaire aux processus biogéochimiques (Mitchell, 2001; Kaiser *et al.*, 2001a). Beaucoup d'études ont montré une relation significative entre la concentration des éléments retrouvés dans le ruisseau et le débit (Biron *et al.*, 1999). Certains éléments seront dilués lors d'une augmentation du débit alors que d'autres verront leurs concentrations augmenter. Le NH_4 par exemple, présente habituellement une dilution de sa concentration lors de l'augmentation du débit (Arheimer *et al.*, 1996), alors que le DOC est positivement corrélé avec le débit (McDowell and Likens, 1988; Correll *et al.*, 2001). Pour le N, c'est davantage TDN qui présente une relation significative positive avec le débit plutôt que DON (Campbell *et al.*, 2000). Toutefois la relation entre les concentrations et le débit peut être différente si on se trouve dans la période d'augmentation ou de récession du débit (Williams *et al.*, 2001). Cette relation est le reflet des processus hydrologiques dans le bassin versant, et il est important de noter qu'elle est fortement dépendante des conditions antécédentes d'humidité, ce que nous aborderons plus tard.

À l'échelle d'un événement hydrologique, les variations des concentrations de C et des formes de N dissous montrent une ampleur différente principalement parce que les sources de chacun des éléments sont distinctes. Afin de comprendre le cheminement de l'eau dans un bassin versant, il faut savoir que deux ou trois sources potentielles ont été identifiées dans la littérature : l'écoulement de surface et l'écoulement en profondeur, auxquels est ajouté l'écoulement dans le sol comme troisième source (Boyer *et al.*, 1997; Evans *et al.*, 1999).

La figure 2.7 présente les différents processus hydrologiques responsables de la différenciation des sources au cours d'eau. La différence chimique entre les sources peut être attribuée au temps de contact entre le sol et l'eau ou aux propriétés physico-chimiques qui varient dans le sol. C'est donc principalement la cinétique des réactions entre la phase solide et liquide qui contrôle la composition chimique de l'eau qui circule dans les sols (Evans *et al.*, 1999).

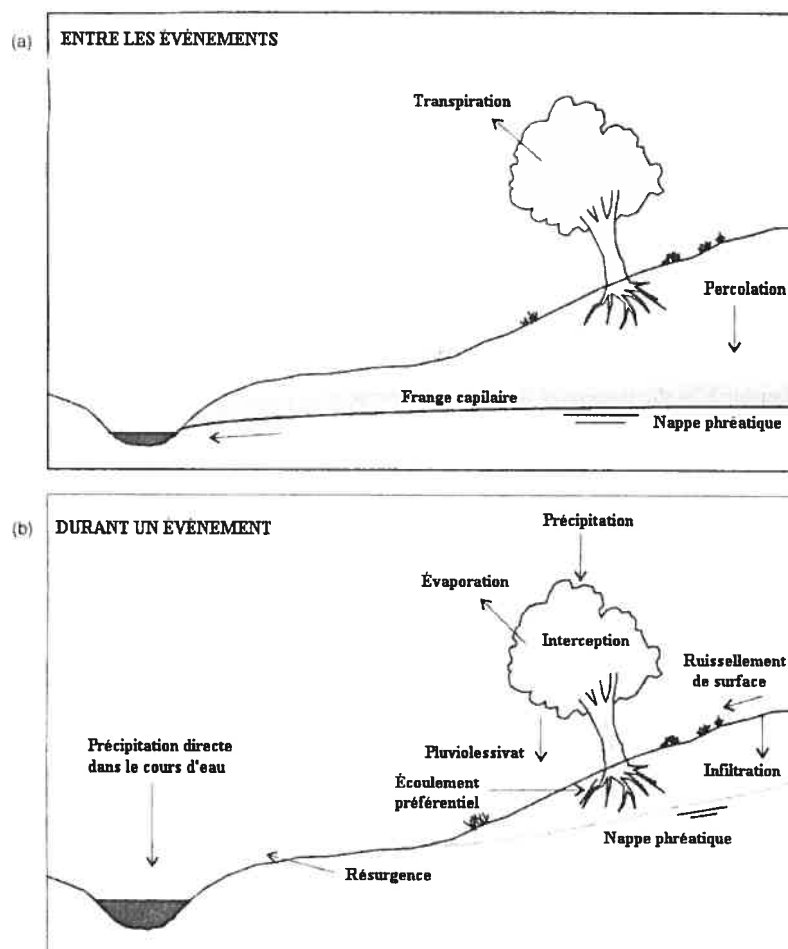


Figure 2.7. Représentation des processus hydrologiques à l'échelle du bassin versant. a) durant l'écoulement de base (étiage) et b) durant un événement hydrologique. Modifié de Beven (2001).

La variabilité des concentrations des solutés permet d'identifier les changements de patrons temporels d'écoulement de l'eau dans le bassin versant (Buffam *et al.*, 1996). À l'étiage, l'eau proviendrait principalement de la nappe phréatique (Figure 2.7 a). Suite à l'augmentation du débit, la nappe phréatique monte et la zone de contribution s'élargit à mesure que le débit augmente (Biron *et al.*, 1999). La réponse chimique du ruisseau devient donc le résultat du mélange de l'eau de la nappe phréatique et des solutions de sol des horizons supérieurs (Holloway and Dahlgren, 2001) (Figure 2.7 b).

La relation positive entre le débit et les concentrations de DOC permet de conclure que l'eau qui se trouve dans le ruisseau lors d'un événement provient en partie de l'écoulement de surface et des horizons superficiels du sol (Biron *et al.*,

1999), puisque la concentration de DOC est significativement plus importante dans les horizons organiques. Durant un événement hydrologique, le niveau de la nappe phréatique aura une influence importante sur la composition de l'eau qui se rendra au cours d'eau (Evans *et al.*, 1999). Le cas de C et N est un bon exemple de ce type de réponse hydrologique. En effet, plus le niveau de la nappe phréatique est haut, plus la composition de l'eau du ruisseau sera riche en composés organiques, principalement présents dans les horizons de surface. La figure 2.8 montre le comportement de la nappe phréatique durant un événement hydrologique et son rôle dans la composition chimique du cours d'eau.

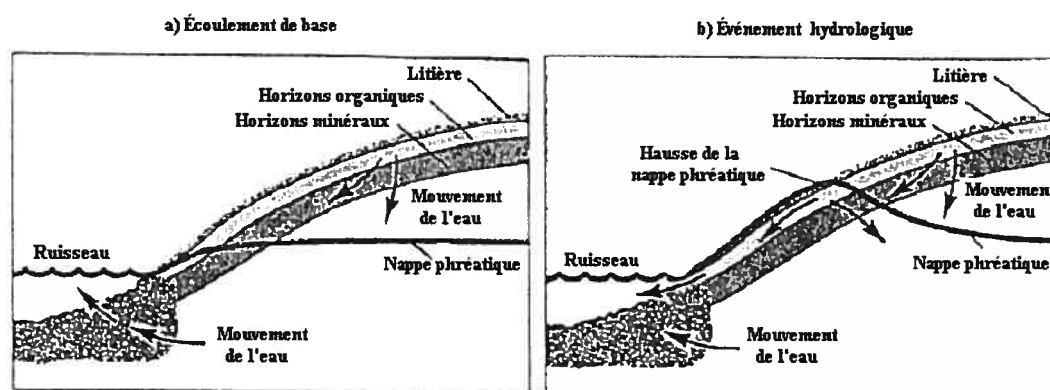


Figure 2.8. Modèle conceptuel du mécanisme de lessivage (*flushing hypothesis*) des horizons supérieurs par l'eau de la nappe phréatique. Modifié de Boyer *et al.* (1996).

Le mécanisme de lessivage (*flushing hypothesis*) décrit cette relation (Hill *et al.*, 1999; Goodale *et al.*, 2000). Ainsi, alors que la nappe phréatique monte dans le profil de sol, elle déplace l'ensemble des composés présents dans les horizons touchés ce qui explique que les concentrations de C et N augmentent avec l'augmentation du débit dans le ruisseau (Figure 2.8) (Bechtold *et al.*, 2003). Ce mécanisme est surtout vrai pour le DOC et DON (Boyer *et al.*, 2000). Tel que précisé dans Biron *et al.* (1999) et Campbell *et al.* (2000), c'est la zone adjacente au cours d'eau qui est la plus grande source d'éléments chimiques. C'est donc la composition chimique des horizons en bas de pente qui aura l'impact le plus immédiat sur l'hydrochimie du cours d'eau. La taille de la zone de contribution au ruisseau varie selon le degré de saturation des sols en eau dans le bassin versant (Figure 2.9). En effet, plus le degré d'humidité est élevé, plus la zone de contribution sera grande.

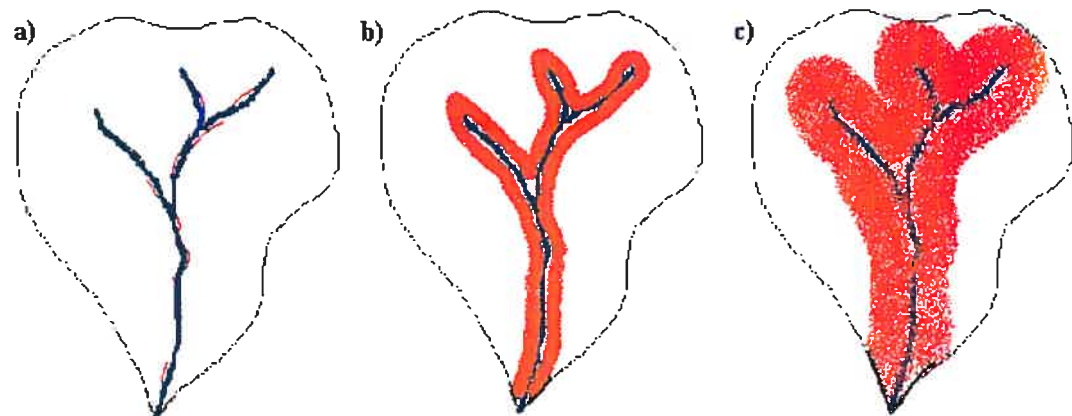


Figure 2.9. Zone de contribution au ruisseau (rouge) selon le niveau de saturation du bassin versant. A) conditions antécédentes sèches, b) après une première précipitation et c) niveau de saturation du bassin versant élevé. D'après Hendershot *et al.* (1992b)

L'écoulement préférentiel de l'eau est un autre mécanisme permettant de comprendre l'hydrochimie du ruisseau, qui résulte de la présence de macro-pores et du réseau racinaire (*root channel*) et évolue selon les conditions d'humidité. L'écoulement préférentiel implique le transport rapide de l'eau à travers le sol sans contact prolongé avec la phase solide. Ce cheminement permet d'expliquer certains cas où des concentrations élevées en C et N sont retrouvées dans le ruisseau (Bundt *et al.*, 2001). En effet, le plus souvent, ces chemins d'écoulement coïncident avec des racines vivantes ou mortes et avec de grandes sources de matière organique soluble (Guggenberger and Kaiser, 2003).

Les changements saisonniers impliqués dans la variation annuelle des concentrations sont biologiques et hydrologiques, puisque le transport d'un élément ne peut se faire en l'absence d'eau (Bechtold *et al.*, 2003). Dans cette optique, le synchronisme entre les événements hydrologiques et la disponibilité des composés chimiques est important (Currie *et al.*, 1996; Neff and Asner, 2001). En effet, la réponse hydrochimique d'une précipitation abondante variera selon la disponibilité des éléments chimiques dans le bassin versant (Bechtold *et al.*, 2003).

b. Conditions antécédentes d'humidité et hydrophobicité

Parce que les changements climatiques à l'échelle annuelle ont une influence sur l'état du milieu, les conditions antécédentes d'humidité auront une importance déterminante sur les processus biologiques, chimiques et hydrologiques qui

surviendront dans les sols (Prechtel *et al.*, 2000) et sur la quantité de C et N qui se retrouvera dans le ruisseau (Dosskey and Bertsch, 1997; Hope *et al.*, 1997a). Des études ont montré que de longues périodes sèches entraînent l'accumulation des matières organiques solubles produites par décomposition dans les horizons de sol (Currie *et al.*, 1996; Biron *et al.*, 1999). L'accumulation de C et N dans les sols lors d'une période sèche est le résultat d'un lessivage limité, de leur utilisation réduite par la biomasse, de la rupture de la matière organique par dessiccation et des processus de minéralisation et de nitrification (Arheimer *et al.*, 1996; Kaiser *et al.*, 2000). Lors d'une précipitation subséquente, l'eau de pluie s'enrichira rapidement de ce matériel organique soluble (Christ and David, 1996; Buffam *et al.*, 2001). Des concentrations élevées de DOM se retrouveront ainsi dans la solution de sol. Le degré de saturation en eau des sols du bassin est également de plus en plus reconnu pour son importance sur la composition chimique de l'eau et sur la spéciation des éléments lors d'événements hydrologiques (Biron *et al.*, 1999). Lorsque le sol présente une forte saturation en eau, une pluie subséquente entraînera le déplacement, en premier lieu, de l'eau déjà contenue dans les horizons minéraux ou dans la nappe phréatique. Les conditions antécédentes d'humidité auront aussi un effet sur la variabilité temporelle de la réponse hydrochimique entre différents événements hydrologiques par son influence sur le degré de connectivité des nappes d'eau du bassin versant (Stieglitz *et al.*, 2003; Mitchell *et al.*, 2003). En effet, lorsque les nappes d'eau sont interconnectées, la réponse hydrologique sera plus rapide que lors d'un événement suivant des conditions sèches.

L'hydrophobicité est un autre facteur qui peut jouer lorsque les conditions sont très sèches (Dekker *et al.*, 1998; Biron *et al.*, 1999). Elle se définit comme la propriété du matériel à repousser l'eau et à empêcher ou diminuer son infiltration. Cette caractéristique a un effet important sur la croissance des plantes, l'hydrologie de surface et des sols, et sur l'érosion des sols (Doerr *et al.*, 2000). En effet, selon la composition d'un sol (matière organique vs minérale), ce dernier aura un comportement différent à l'égard de l'infiltration de l'eau de pluie. Le comportement hydrophobe de la matière organique, par exemple, peut diminuer l'infiltration de l'eau ou même l'empêcher de percoler à travers le profil de sol suite à une période sèche (Clothier *et al.*, 2000). L'hydrophobicité peut également être tenue responsable de l'écoulement rapide de l'eau à la surface du bassin versant (Doerr *et al.*, 2000; Courchesne *et al.*, 2001). En effet, les différents composés de la

matière organique (acides, cires, etc.) peuvent diminuer la capacité d'un sol à absorber l'eau lors de pluies (De Jonge *et al.*, 1999). Même la matière organique non décomposée (litière fraîche) peut favoriser l'écoulement en surface plutôt que l'infiltration, suite à des conditions de sécheresse (Biron *et al.*, 1999; Doerr and Thomas, 2000). L'hydrophobicité est aussi causée par l'agencement des particules du sol puisque la texture du sol et son contenu en argile déterminera la porosité du matériel. Doerr *et al.* (2000) proposent une synthèse des facteurs présents dans un bassin versant qui peuvent influencer la répulsion de l'eau par un sol. Ces facteurs sont la végétation, les microorganismes du sol, le contenu en matière organique du sol, l'effet du feu, la texture du sol et son contenu en argile. De plus, l'hydrophobicité du sol varie dans le temps, que se soit sur une base événementielle ou saisonnière (Doerr and Thomas, 2000). Ainsi, plus il y a d'eau, plus la surface a tendance à perdre son hydrophobie.

c. Saison de croissance et activité des microorganismes

Le DOC est un substrat important pour l'activité des micro-organismes (Park *et al.*, 2002). Parce que la biomasse, végétale et microbienne, est primordiale dans la transformation et le transport de C et des formes de N dissous dans un bassin versant, leur période d'activité saisonnière est un déterminant majeur des concentrations de C et N retrouvées dans les compartiments biogéochimiques (Chapman *et al.*, 2001; Vanderbilt *et al.*, 2003). Ainsi, la saisonnalité des concentrations de DOC est reconnue (McDowell and Likens, 1988), puisque les maxima des concentrations sont observés durant l'été et le début de l'automne, et les minima pendant l'hiver et le printemps.

Le N biodisponible est quant à lui fortement prélevé par la biomasse durant la saison de croissance et présente des concentrations faibles durant l'été (Arheimer *et al.*, 1996; Fenn *et al.*, 1998). Durant la saison de dormance, la biomasse consomme peu de NO_3 et ainsi, ce dernier s'accumule dans les sols. Lorsque la couverture de neige fond, une très grande quantité de NO_3 est alors lessivée vers le cours d'eau (Currie *et al.*, 1996; Brooks *et al.*, 1998; Brooks and Williams, 1999). La quantité de NO_3 dans la neige pourrait être un autre facteur responsable des grandes quantités de NO_3 dans le ruisseau lors de la fonte des neiges.

Parce que la température est un des facteurs contrôlant l'activité microbienne et les processus de décomposition (Neff and Hooper, 2002), les concentrations de C

et N retrouvées dans les divers compartiments (principalement les solutions de sol) seront fortement influencées par la température du sol et le degré d'humidité (Ryan *et al.*, 1998; Park *et al.*, 2002). En outre, la température et l'humidité affecteront l'exportation de C et N dans le ruisseau en contrôlant les différents processus hydrologiques, la minéralisation de la matière organique et le prélèvement par la biomasse (Clair and Ehrman, 1996). La production de DOC par exemple, sera plus grande lorsque les températures sont chaudes, puisque ce sont les conditions idéales pour l'activité des microorganismes (Qualls, 2000).

d. Processus hivernaux

Tout comme la concentration de matière organique soluble est fortement contrôlée par l'activité des microorganismes, les processus hivernaux (saison de dormance) auront une influence importante sur les concentrations de C et N dissous. Un taux d'activité microbienne moindre est présent lors de la saison de dormance en raison de la conjonction d'une combinaison de facteurs : températures froides et couverture de neige (Stottlemeyer and Toczydlowski, 1999; Brooks and Williams, 1999). Aussi, le N biodisponible n'est pas prélevé par la biomasse et conséquemment il est libre pour la minéralisation et la nitrification (Mitchell, 2001). Tel que montré par Arheimer *et al.* (1996), la neige a une concentration plus élevée en DIN que la pluie. Plusieurs raisons permettent d'expliquer cette différence soit : le temps de contact limité de l'eau de fonte avec les sols, la possibilité d'entreposer de grandes quantités d'éléments dans la neige et l'apport des dépôts secs.

Les cycles de gel/dégel durant la saison hivernale sont reconnus pour contrôler une partie des concentrations de C et N retrouvées dans les cours d'eau lors de la saison de dormance ou de la fonte des neiges. Ces cycles ont un effet majeur sur l'activité biologique et la perte de nutriments par le biais de la rupture des cellules organiques et leur mort (Ryan *et al.*, 2000; Fitzhugh *et al.*, 2003). Ils ont d'ailleurs été reconnus pour contribuer significativement à la quantité de NO_3 contenue dans les sols (Stottlemeyer, 2001). En effet, le gel et le dégel impliquent une accélération de la fragmentation de la matière organique qui se trouve plus facilement mise en solution et plus facilement décomposable (Fitzhugh *et al.*, 2001). L'effet des cycles de gel/dégel est comparable aux cycles sec/humide présentés dans la section 2.4.1.b (Ryan *et al.*, 2000).

Ainsi l'importance hydrologique de la fonte des neiges n'est pas négligeable. En effet, même si la fonte s'effectue durant quelques semaines seulement, l'eau de fonte peut constituer une partie très importante du débit total annuel d'un ruisseau (Mitchell *et al.*, 2001). De plus, durant la fonte des neiges, l'eau s'infiltre et fait monter le niveau de la nappe phréatique, permettant ainsi à l'eau souterraine de circuler en surface et d'adopter la signature chimique des horizons superficiels (Stepanaukas *et al.*, 2000).

2.4.2. Facteurs floristiques

La végétation est un des éléments majeurs dans la composition en C et N d'un bassin versant. Non seulement elle est responsable en grande partie de la fixation du C et N atmosphérique, mais elle est responsable de la quantité de matière organique qui se retrouve au sol et de la composition biochimique du sol (Suominen *et al.*, 2003). Conjointement avec l'hydrologie, elle joue un rôle majeur dans le cycle de C et de N (Cronan and Aiken, 1985). Ainsi, la composition floristique, l'âge et la distribution de la forêt jouent sur la variabilité spatiale du C et N (Mitchell *et al.*, 2003).

a. Sénescence

La chute des feuilles a un effet important sur les concentrations retrouvées dans les compartiments d'un écosystème et sur le comportement saisonnier de C et de N (Qualls *et al.*, 1991). Lorsque les arbres sont dépourvus de feuilles, le contenu en DOC et DON du pluviolessivat est moindre, alors que la concentration de C et N retrouvées dans les horizons organiques est plus importante puisque la litière fraîche est une source importante C et N soluble (Qualls, 2000; Kalbitz *et al.*, 2000; Campbell *et al.*, 2000). De plus, les concentrations de NO₃ des solutions de sols seront diminuées lors de la chute des feuilles puisque l'arrivée de nouvelle matière organique au sol stimule le prélèvement par les plantes et les microorganismes (Buffam *et al.*, 2001).

b. Type de végétation

Le type de végétation est une source de variation pour la quantité et la composition de DOC et DON que l'on retrouve dans les compartiments biogéochimiques (Cronan and Aiken, 1985; Magill and Aber, 2000). En effet, les

conifères sont reconnus comme une plus grande source de DOC que les espèces décidues, malgré le taux de décomposition plus lent de leurs aiguilles (Michel and Matzner, 1999). Il semble que le NO_3 soit également en concentration plus élevée sous un couvert de résineux (Strobel *et al.*, 2001). De plus, le type de végétation peut jouer un rôle dominant sur le taux de décomposition de la matière organique du sol, tel que démontré par Neff and Hooper (2002) dans une expérience de laboratoire. Ainsi, trois facteurs permettraient d'expliquer la variabilité associée aux différents types de végétation : 1) les propriétés biochimiques de la litière, 2) l'influence de la végétation sur les propriétés du sol qui influence l'accumulation de C organique dans le sol et 3) les communautés microbiennes associées à chaque espèce végétale.

2.4.3. Autres facteurs

a. Facteurs topographiques

Selon Mitchell *et al.* (2003), la position sur le versant a une influence majeure sur le type de végétation et le drainage du sol et la topographie affecte les différents processus qui interviennent dans le cycle de C et N. De plus, la nappe phréatique est influencée par la pente, et son rôle est primordial, puisque c'est la hauteur de la nappe qui est responsable de la superficie de la zone de contribution de l'eau au cours d'eau (Bechtold *et al.*, 2003).

La microtopographie permet aussi d'expliquer une partie de l'hétérogénéité des propriétés physico-chimiques d'un bassin versant. En effet, les conditions à petite échelle du milieu permettent d'expliquer la dominance de certains processus, et ainsi, la production et/ou rétention des nutriments présents dans le système (Ohrui *et al.*, 1999). Dans le bassin versant de l'Hermine, Manna (2003) a montré que la microtopographie avait un effet significatif sur l'épaisseur des horizons organiques F et H. Ainsi, comme plusieurs processus biogéochimiques ont lieu dans ces horizons, on peut croire que l'activité biologique est plus importante dans les dépressions où les matériaux organiques sont plus épais.

b. Propriétés physico-chimiques du sol et du matériel parental

Les propriétés physico-chimiques du sol auront un effet sur la quantité de C et N qui sera retenue dans les sols. C'est principalement le contenu en oxydes de Fe et de Al, les minéraux argileux et le contenu en matière organique qui ont un contrôle

sur l'ampleur de la rétention (Moore and Matos, 1999; Qualls, 2000). Le contenu en minéraux argileux joue un rôle particulier dans le sol en affectant la solution de sol par sa capacité d'adsorption de NH_4 et du DOC (Moore *et al.*, 1992; Michalzik *et al.*, 2001).

2.5 SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES ET OBJECTIFS DE LA RECHERCHE

Tout compte fait, une littérature abondante donne accès à une panoplie de connaissances sur la variabilité spatiale et temporelle du C et N dissous dans les écosystème forestiers. Nous connaissons bien leurs rôles dans la biogéochimie des milieux forestiers (agent de transport, d'altération et d'acidification, rôle dans la pédogenèse, les changements climatiques et la séquestration dans les sols et la biomasse). De plus, plusieurs processus biogéochimiques ont un effet sur les flux de C et N dissous et leur caractérisation est bien définie. Ces informations ont déjà permis d'établir la distribution spatiale et temporelle du C et N grâce à la compréhension de facteurs liés directement et indirectement au climat, tel l'hydrologie du bassin versant, les conditions d'humidité du sol et les processus biologiques durant les saisons de croissance et de dormance. De même, la connaissances des facteurs floristiques, topographiques et physico-chimiques des sols permettent d'établir l'implication du C et du N dissous dans les cycles biogéochimiques. Toutefois, plusieurs informations sont encore incomplètes et nous manquons de précisions quant à certains processus qui interagissent en milieu forestier. Parmi les lacunes connues, on note :

- 1- Une faible connaissance du comportement spatio-temporel du DON. Malgré le développement récent de méthodes d'analyses chimiques efficaces et peu coûteuses, on connaît très peu sa variabilité spatiale et temporelle en milieu forestier.
- 2- La présence d'un lien biogéochimique entre DOC et DON a été montré par plusieurs auteurs, toutefois, celui-ci est peu compris et plusieurs processus restent à être précisées. Nous manquons d'informations sur les éléments qui contrôlent ce lien et les conditions optimales dans lesquelles il s'opère.

- 3- Peu d'études ont établi, à ce jour, les différences et ressemblances entre le comportement des formes organiques et inorganiques de N.
- 4- Un échantillonnage sur une base événementielle est très peu répandu et le comportement des nutriments à cette échelle est mal compris, et ce, pour divers compartiments biogéochimiques. Cette information permettrait d'améliorer la connaissance quant aux conditions naturelles ayant un effet sur les taux auxquels s'opèrent les cycles biogéochimiques.
- 5- La relation hydrochimique entre les concentrations élémentaires et le débit du cours d'eau a beaucoup été étudiée, mais encore une fois, la banque de données sur le comportement à l'échelle événementielle est peu exhaustive.
- 6- Il existe quelques études sur l'effet des conditions antécédentes d'humidité du sol sur les concentrations élémentaires observées dans le cours d'eau, toutefois, à l'échelle de l'événement, on ne connaît pas l'ampleur de la relation. L'effet connu des saisons, des conditions de sécheresse et des processus hivernaux nous incite à porter une attention particulière aux facteurs influençant les processus qui ont lieu dans les cours d'eau.

Suite à ce qui précède, cette recherche a été élaborée afin d'étudier la biogéochimie de C et des formes de N dissous dans le bassin versant de l'Hermine. Ce bassin versant a été choisi puisqu'il montre une certaine simplicité (cours d'eau de premier ordre, substrat imperméable, taille du bassin réduite). Même si l'étude spécifique de C et des formes de N dissous et de leur variabilité spatiale et temporelle n'a pas été fait par le passé dans ce bassin, les connaissances acquises sur la biogéochimie de l'Hermine dans les années antérieures (Hendershot *et al.*, 1992a; Hendershot and Courchesne, 1994; Biron *et al.*, 1999; Courchesne *et al.*, 2001; Bélanger *et al.*, 2002; Bélanger *et al.*, 2002; Bélanger *et al.*, *in press*) permettront de compléter les informations tirées de cette étude. Ainsi, ce projet de recherche permettra de caractériser le comportement du DOC et des formes de N dans l'Hermine et de compléter les connaissances spécifiques à l'Hermine et à d'autres milieux

forestiers quant aux processus biogéochimiques. C'est à partir de deux objectifs que l'étude sera menée.

Objectif 1 - Quantifier les flux de carbone organique dissous et des formes d'azote dissous entre les divers compartiments biogéochimiques d'un bassin versant à l'échelle saisonnière et événementielle

Pour répondre à cet objectif, nous étudierons le carbone organique dissous (DOC), l'azote organique dissous (DON), les nitrates (NO_3) et l'ammonium (NH_4) et estimerons les flux dans les divers compartiments biogéochimiques (précipitations incidentes, pluviolessivat, solutions de sols des horizons organiques et minéraux et ruisseau) à l'échelle annuelle et saisonnière (croissance vs dormance). Pour ces échelles temporelles, nous tenterons de cerner le rôle des conditions climatiques sur les cycles biogéochimiques de C et N. L'analyse des concentrations de C et N sera également réalisée sur une base événementielle afin de déterminer le rôle des facteurs environnementaux (saison de croissance et de dormance, sénescence des feuilles, hydrologie du milieu) sur les flux en C et N entre les divers compartiments biogéochimiques du bassin versant.

Objectif 2 - Établir le rôle des conditions antécédentes d'humidité du sol sur les flux de carbone organique dissous et des formes d'azote dissous dans le cours d'eau à l'échelle événementielle.

Les conditions d'humidité des sols du bassin apparaissent comme un facteur déterminant qui agit sur les cycles de C et N en raison, notamment, de leur rôle prépondérant sur les micro-organismes. Ainsi, en connaissant les conditions antécédentes d'humidité du bassin versant, il sera possible d'établir des relations avec les quantités de DOC et de N dissous qui seront exportées par le cours d'eau, sur une base événementielle.

Chapitre 3- Méthodologie de recherche

La première partie de ce chapitre dresse le portrait du bassin versant de l'Hermine, qui fait l'objet de la présente étude. La seconde partie présente l'ensemble des manipulations effectuées lors de l'échantillonnage et les analyses chimiques nécessaire pour ce projet de recherche.

3.1. LOCALISATION DU BASSIN VERSANT DE L'HERMINE

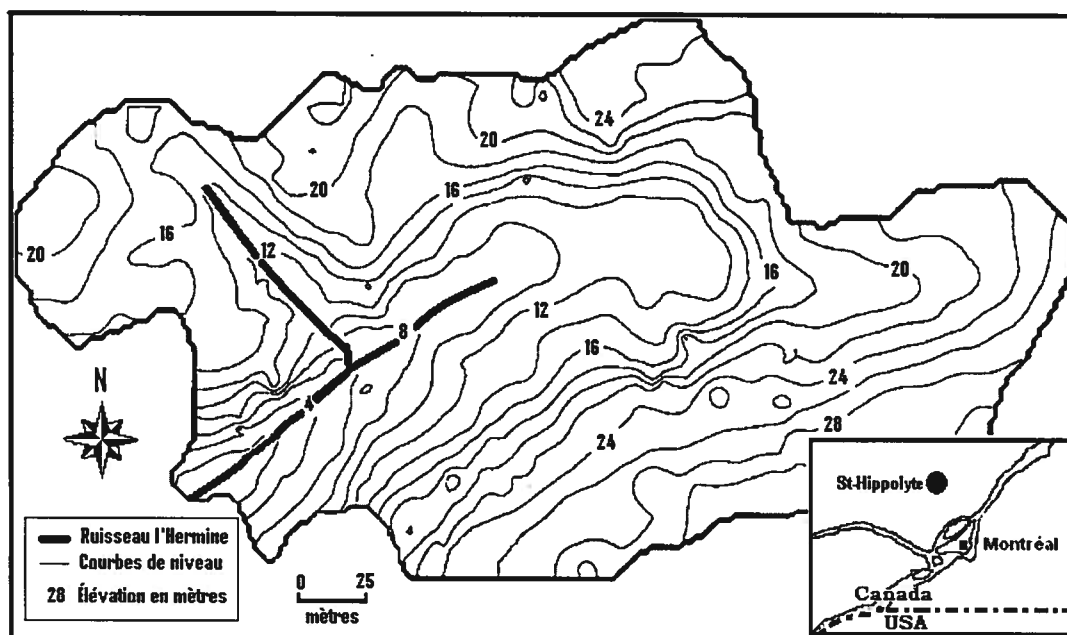


Figure 3.1. Bassin versant de l'Hermine, Station de Biologie des Laurentides, Saint-Hippolyte. Modifié de Biron *et al.* (1999).

Le ruisseau l'Hermine (Figure 3.1) est situé à la Station de Biologie des Laurentides de l'Université de Montréal, à environ quatre-vingts kilomètres au nord de Montréal, à proximité de la municipalité de Saint-Hippolyte, Québec (45°59'N, 74°01'W). Le bassin versant draine une superficie de 5,1 hectares (Biron *et al.*, 1999; Courchesne *et al.*, 2001).

3.2. CARACTÉRISTIQUES DU BASSIN VERSANT

a. Régime hydrique et climatique

Les précipitations annuelles sont de 1150 (± 136) mm en moyenne, pour les trente dernières années. Environ 30% des précipitations surviennent sous forme de neige soit près de 350 mm par an. La température moyenne de l'air est de 3,98 ($\pm 0,74$) °C. La moyenne maximale journalière est de 25°C (observé en juillet) et le minimum est de -30°C (observé en janvier) (Biron *et al.*, 1999).

b. Type de végétation

Le bassin versant est recouvert par une végétation dominée par l'érable à sucre (*Acer saccharum*) qui occupe jusqu'à 78% de la canopée. On y retrouve également le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*) et le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*), et dans une plus faible proportion, le sapin baumier (*Abies balsamea*), le bouleau à papier (*Betula papyrifera*), le peuplier faux tremble (*Populus tremuloides*) et le peuplier à grandes dents (*Populus grandidentata*) (Courchesne *et al.*, 2001). L'âge du peuplement végétal de l'Hermine se situe entre 80 et 160 ans.

c. Type de sol, matériel parental, topographie

L'altitude maximale du bassin versant est d'environ 400 mètres. L'ensemble du bassin versant est recouvert par des podzols ferro-humiques ou humo-ferriques sableux, orthiques ou gléifiés. Les sols se sont développés sur un till d'une épaisseur maximale de deux mètres. On retrouve un horizon compact, discontinu, à une profondeur de soixante-quinze centimètres, qui limite la pénétration des racines et diminue le taux d'infiltration de l'eau. La minéralogie du dépôt est semblable à celle de l'anorthosite qui compose le substrat rocheux de la région (Courchesne *et al.*, 2001).

3.3. ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSE EN LABORATOIRE

3.3.1. Échantillonnage

Depuis septembre 1993, le bassin versant de l'Hermine fait l'objet d'un échantillonnage en continu afin d'observer les flux élémentaires, l'hydrologie et les processus biogéochimiques (Courchesne *et al.*, 2001). Cinq compartiments biogéochimiques (précipitations incidentes, pluviolessivat, solutions de sol des

horizons organiques et minéraux et le ruisseau) y sont échantillonnés. Le site est divisé en trois parcelles choisies afin de représenter la variabilité spatiale du bassin (pour plus de détails, voir Bélanger *et al.* 2002). La localisation des parcelles à l'étude est présentée à la figure 3.2. Chacune de ces parcelles est composée de trois sites d'échantillonnage, pour un total de neuf sites. Entre autre, les sites 1, 2 et 3 représentent le bas de la pente et les sites 7, 8 et 9 le haut de la pente, en plus d'avoir une composition floristique semblable, ce qui permettra d'étudier la différenciation topographique des caractéristiques physico-chimiques du bassin versant. Les sites 4, 5 et 6 sont localisés en milieu de pente, mais leur composition floristique est légèrement différente des autres sites.

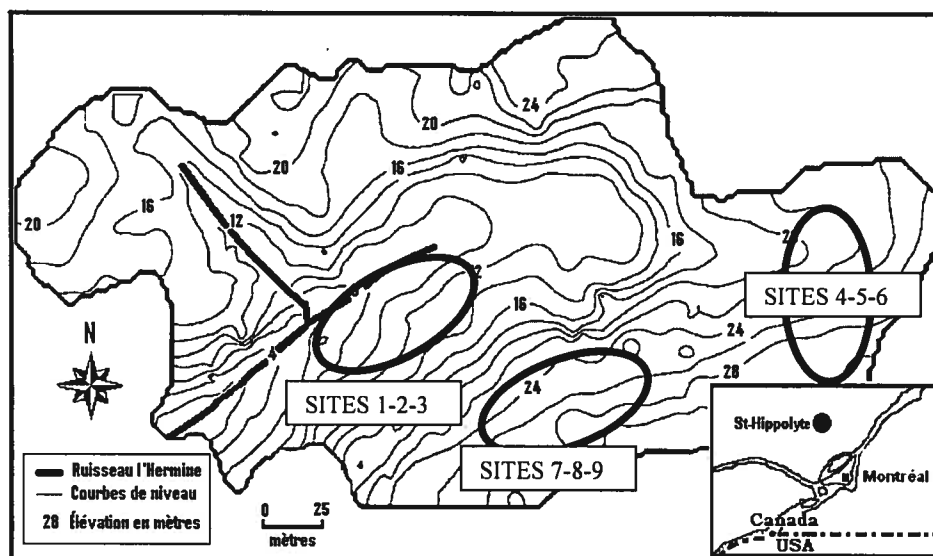


Figure 3.2. Bassin versant de l'Hermine, localisation des parcelles à l'étude. Modifié de Biron *et al.* (1999).

Chaque site d'échantillonnage est équipé de deux lysimètres sans tension situés à des profondeurs de 0 cm (solution de sol organique) et 50 cm (solution de sol minéral). À chacun des sites, on retrouve également un collecteur de pluiolessivat (Figure 3.3). Durant la saison hivernale (15 novembre au 14 mai), les collecteurs de pluiolessivat sont changés pour des collecteurs à neige (plus de détails sur les installations dans Bélanger *et al.* 2002).

Pour chacun des sites, un puits permet la mesure de la hauteur de la nappe phréatique. Le taux d'humidité du sol est mesuré à l'aide d'une sonde TDR (*Time Domain Reflectometry*) (0 à 100% \pm 2% contenu en humidité par volume (*volumetric*

moisture content)). Ces mesures seront utilisées afin d'estimer les conditions antécédentes d'humidité du sol. Le débit du ruisseau est aussi enregistré en continu à une station de jaugeage à l'aide d'un niveaumètre (*90° V-notch, Global Level Sensor Bubbler*) et d'une charte (Courchesne *et al.*, 2001).

L'échantillonnage des neuf sites se fait une fois par deux semaines pendant la saison de croissance et une fois par mois durant l'hiver. Au cours de ces échantillonnages, les solutions de sols à 0 et 50 cm ainsi que le pluviolessivat sont récoltés. Le niveau de la nappe phréatique et le degré d'humidité du sol y sont mesurés pour les neuf sites. Le ruisseau est échantillonné une fois par jour durant la saison estivale (15 mai au 14 novembre) et un prélèvement composite (un échantillon pour deux jours de prélèvement) est fait durant l'hiver à l'aide d'un échantillonneur d'eau automatique.

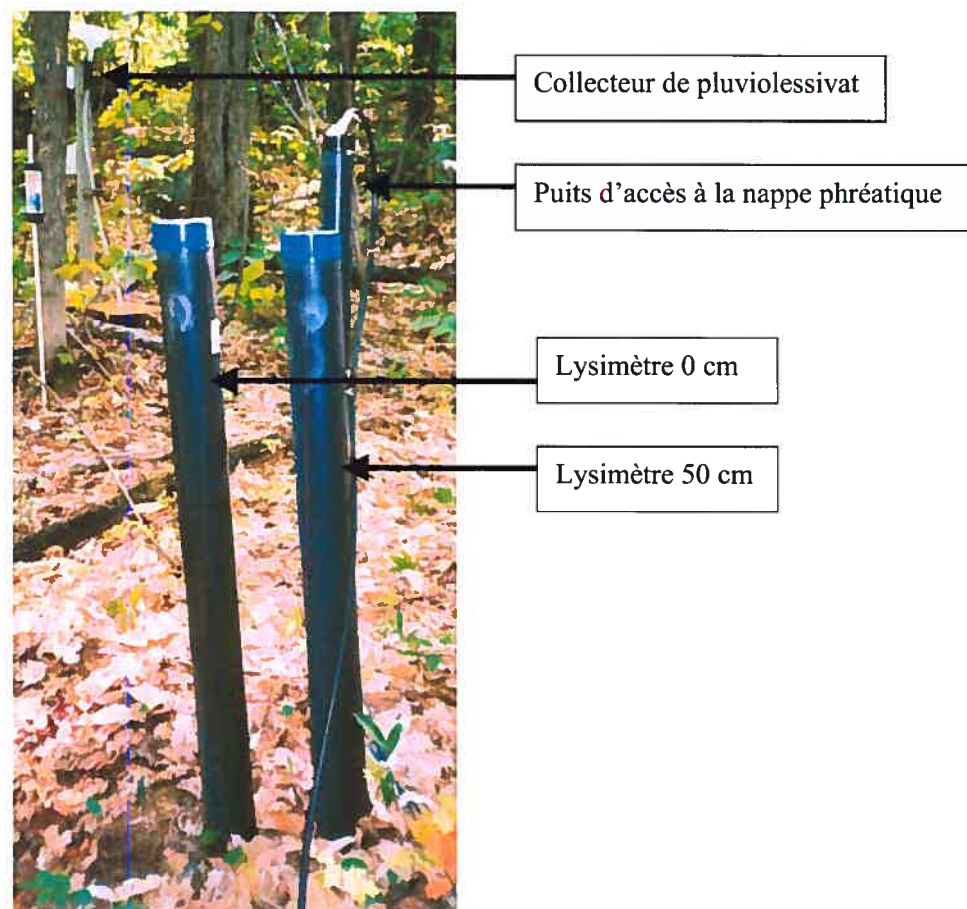


Figure 3.3. Équipement de terrain utilisé dans le bassin versant de l'Hermine pour chacun des 9 sites.

Afin de connaître la composition chimique à l'échelle événementielle dans les compartiments biogéochimiques, ceux-ci ont été échantillonnés à cinq reprises suivant des précipitations excédant 10 mm durant l'année 2001 (Tableau 3.1). De plus, au cours de sept événements hydrologiques, le ruisseau a été échantillonné à des intervalles de deux ou trois heures (fréquence d'échantillonnage choisie selon la durée prévue de l'événement hydrologique). En plus, un événement hydrologique couvrant une plus longue période (du 3 au 14 novembre 2002) est utilisé même s'il a été échantillonné une seule fois par jour. Malgré le fait qu'il présente une fréquence d'échantillonnage beaucoup moins élevée que les sept autres événements, on peut observer une évolution temporelle des concentrations de carbone (C) et d'azote (N) dissous dans le ruisseau.

Tableau 3.1. Nombre d'échantillons prélevés à l'échelle événementielle durant l'année 2000 avant et après la sénescence et quantité de précipitations avant le prélèvement des échantillons

| Compartiments biogéochimiques | -----Avant la sénescence----- | | | -----Après la sénescence----- | |
|--|--------------------------------------|---------|--------------|--------------------------------------|-------------|
| | 16 juillet | 27 août | 15 septembre | 12 novembre | 16 novembre |
| Précipitations incidentes | 0 | 2 | 4 | 2 | 0 |
| Pluviolessivat | 7 | 9 | 9 | 9 | 9 |
| Horizons organiques | 5 | 8 | 8 | 7 | 4 |
| Horizons minéraux | 2 | 0 | 5 | 3 | 8 |
| Ruisseau | 5 | 2 | 42 | 5 | 25 |
| Précipitations (mm) | 14,8 | 23,5 | 31,0 | 24,0 | 9,2 |

En plus de l'échantillonnage de routine des sols du bassin versant (trois fois par année), un échantillonnage supplémentaire a été fait au mois d'octobre 2002, durant la période d'étiage du ruisseau. Au cours de cet échantillonnage, les sédiments du ruisseau et des horizons organiques et minéraux ont été prélevés pour dix sites de bas de pente. Cet échantillonnage permettra de connaître la composition chimique des sédiments du ruisseau et des sols à proximité du ruisseau.

3.3.2. Procédures analytiques

a. Sols

Les sols et sédiments échantillonnés lors de l'étiage ont été analysés en deux phases. Dans un premier temps, une extraction à l'eau ultra-pure de ces matériaux a été effectuée afin de connaître leur composition chimique et donc leur signature. Selon le ratio donné dans le tableau 3.2, une quantité de matériau humide était mélangée délicatement à de l'eau ultra-pure dans un bécher et entreposée à la noirceur durant 24 heures. Par la suite, le surnageant était filtré et réfrigéré à 4°C. Les filtres utilisés sont de type polycarbonate de 0,4µm. Les solutions obtenues lors de ces extractions furent ensuite analysées tel que décrit dans la section suivante, sauf pour le carbone organique dissous (DOC) qui a été analysé à l'aide d'un analyseur de C (Shimatzu, Japon). La fraction de l'échantillon non utilisée pour l'extraction à l'eau a été séchée à l'air libre. Par la suite, les matériaux ont été tamisés à 2 mm et à 0,5mm.

Tableau 3.2. Ratio sol : eau utilisés pour les extractions à l'eau ultra-pure

| Type d'échantillon | Ratio sol : eau utilisé pour les extractions à l'eau ultra-pure. |
|--------------------|--|
| | 1 :10 |
| Sols organiques | 10 g de sols organiques humides : 100ml d'eau ultra-pure |
| | 1 :2 |
| Sols minéraux | 30 g de sols minéraux humides : 60 ml d'eau ultra-pure |
| | 1 :5 |
| Sédiments | 20 g de sédiments humides : 100ml d'eau ultra-pure |

Les sols ont été analysés pour le C organique en phase solide selon la méthode décrite par Walkley and Black (1934). La méthode consiste à utiliser le dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) afin d'oxyder la matière organique contenue dans l'échantillon de sol. De l'acide sulfurique (H_2SO_4) est utilisé afin de fournir la chaleur nécessaire à la réaction d'oxydation. Le $K_2Cr_2O_7$ agit comme oxydant en acceptant des électrons dans la réaction. Afin de connaître la quantité de $K_2Cr_2O_7$ nécessaire à la réaction, on titre l'échantillon oxydé avec du sulfate ferreux ($FeSO_4$) en assumant que seul le C organique peut réduire le $K_2Cr_2O_7$ (Walkley and Black, 1934). Par la suite, il est possible d'estimer la quantité initiale de C organique de

l'échantillon à l'aide de la quantité de FeSO_4 utilisé dans la réaction (Sheldrick, 1984; Carter, 1993).

Le pH mesuré dans l'eau correspond à l'équilibre des ions H^+ dissociés entre la phase solide et liquide. Pour le mesurer, il s'agit d'utiliser l'échantillon et de l'eau ultra-pure dans un ratio donné. Les ratios utilisés sont ceux présentés dans le tableau 3.2. Le mélange est brassé délicatement durant 30 minutes puis on le laisse reposer durant une demi-heure. Par la suite, il suffit d'utiliser une électrode de pH pour effectuer la mesure dans le surnageant (Sheldrick, 1984; Carter, 1993).

L'extraction des métaux à l'aide du pyrophosphate de sodium ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) permet de déterminer la quantité de fer (Fe) et d'aluminium (Al) qui est complexée à la matière organique. Le $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ne dissout que très légèrement les oxydes amorphes de Fe et Al sans attaquer les silicates et les oxydes cristallins de Fe et Al. L'extraction à l'oxalate d'ammonium acide ($(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$) quant à elle, permet de dissoudre les métaux amorphes inorganiques et il attaque légèrement les silicates, les oxydes cristallins de Fe et les oxyhydroxydes de Fe.

Pour l'extraction au $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, 0,300 g d'échantillon tamisé à 0,5 mm est mélangé à 30 ml de $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ dans des éprouvettes de 50 ml. Les échantillons sont brassés durant 16 h à basse vitesse. Par la suite, on ajoute 0,5 ml de superfloc et les échantillons sont centrifugés (20 000 *G*) durant dix minutes. Après la centrifugation, les échantillons sont filtrés à l'aide d'un filtre de type Whatman no 41 et les échantillons sont entreposés à 4°C.

Pour l'extraction au $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$, 0,250 g d'échantillon tamisé à 0,5 mm est pesé dans une éprouvette de 50 ml dans laquelle on ajoute 10 ml de $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$. Les échantillons sont brassés à la noirceur durant quatre heures. Les échantillons sont centrifugés (20 000 *G*) durant vingt minutes puis filtrés et réfrigérés comme les extractions au $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$.

Une fois les extractions terminées, la solution doit être diluée par un facteur de dix. Ces dilutions sont nécessaires afin d'analyser le Fe et Al à l'aide d'un spectrophotomètre à adsorption atomique (AAS) (McKeague *et al.*, 1971; Sheldrick, 1984; Carter, 1993).

La capacité d'échange cationique (CEC) représente le potentiel d'un sol à absorber les cations à la surface des particules qui la composent. Plusieurs facteurs influencent la CEC, tel le pH et la quantité de matière organique d'un sol. Les principaux cations échangeables sont Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} et Mn^{2+} . Une

quantité de sol (selon le type de sol : organique vs minéral) est pesée dans une éprouvette de 50 ml dans laquelle 30 ml de chlorure de baryum (BaCl_2) est ajouté. Les éprouvettes sont brassées à basse vitesse durant deux heures puis centrifugées (700 G) durant quinze minutes. Le surnageant est par la suite filtré à l'aide d'un filtre de type Whatman no 41 puis réfrigéré à 4°C. Les solutions sont ensuite diluées dix fois et l'analyse des cations échangeables est faite à l'aide du AAS (Hendershot and Duquette, 1986; Carter, 1993).

b. Solutions

L'ensemble des solutions de sol, de pluviolessivat, de ruisseau et des précipitations incidentes sont analysées tel que décrit ci-après. Les échantillons sont récoltés dans des bouteilles de plastique (un pré-rinçage des bouteilles était effectué avec l'échantillon avant de le conserver). Les échantillons sont filtrés dans les 24 heures avec des membranes de polyéthylène (0,45µm), puis réfrigérés à 4°C. Un sous-échantillon des solutions de terrain et des extractions à l'eau non-filtrées est conservé afin d'analyser le pH et la conductivité électrique (EC).

L'azote dissous total (TDN) a été analysé par la méthode de Solorzano and Sharp (1980). Les échantillons ont d'abord été digérés au persulfate de potassium ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$), le plus rapidement possible après leur prélèvement. La digestion permet de convertir toutes les formes de N contenues dans un échantillon en nitrate (NO_3) (Scudlark *et al.*, 1998). Pour effectuer la digestion, 1,5 ml de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ sont mélangés avec 10 ml d'échantillon dans un tube de verre. Chaque tube de verre est scellé avec un papier d'aluminium pour empêcher l'adsorption possible de N par le bouchon de plastique (Solorzano and Sharp, 1980; Scudlark *et al.*, 1998). La digestion s'effectue dans un autoclave durant 55 minutes à une température de 121°C. Ensuite, les échantillons sont analysés par colorimétrie à l'aide d'une colonne réductrice de cadmium (Cd) et d'un spectrophotomètre à une longueur d'onde de 550 nm. Une courbe d'étalonnage est effectuée entre chaque dizaine d'échantillons à l'aide de standards de 0, 0,2, 0,5, 0,8 et 2,0 ppm. Des solutions de contrôle sont également utilisées, soit l'urée (NH_2CONH_2), le chlorure d'ammonium (NH_4Cl) et un contrôle de qualité externe (Institut National de Recherche sur les Eaux, Environnement Canada) dont la concentration en TDN est connue.

Les concentrations de NO_3 et d'ammonium (NH_4) dans les solutions de terrain et les extractions sont analysées à l'aide d'un chromatographe ionique en

phase liquide. Les contenus en azote organique dissous (DON) sont estimés à l'aide de l'équation 3 (Scudlark *et al.*, 1998; Michalzik and Matzner, 1999; Goodale *et al.*, 2000):

$$(3) \quad \text{DON} = \text{TDN} - (\text{NO}_3 + \text{NH}_4)$$

L'absorbance de l'ensemble des solutions récoltées durant l'échantillonnage (solutions de sols, précipitations, pluviollessivat et ruisseau) a été mesurée par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 254 nm. Ces données ont ensuite été utilisées pour estimer la concentration de DOC à partir d'une équation de régression linéaire entre les données de spectrophotométrie (254 nm) et la concentration en DOC mesurée par un analyseur de C (Shimatzu, Japon).

3.4. CONTRÔLE DE LA QUALITÉ

Il est important de noter que tout au long des procédures analytiques, des contrôles de qualité (Institut National de Recherche sur les Eaux, Environnement Canada) ont été utilisés afin de détecter une contamination possible, un mauvais fonctionnement des appareils ou une erreur de manipulation. L'insertion de ces contrôles dans la séquence d'analyse représentait un échantillon dix et était systématiquement inséré à la fin d'une série de dix échantillons. Lors de l'extraction des sols, une étape supplémentaire a été faite, soit l'utilisation des blancs de méthode, afin de détecter la contamination possible de la procédure d'extraction. De plus, tous les échantillons ont été conservés à 4°C dans le noir tout au long de la période d'analyse afin d'éviter les transformations possibles des composantes de C et N dissous.

3.5. ESTIMATION DES FLUX

L'estimation des flux d'éléments dans les compartiments biogéochimiques se fait par la multiplication de la concentration d'un élément donné par la quantité d'eau reçue pour une période donnée. Ainsi, pour chacune des périodes d'échantillonnage, les concentrations analysées ont été multipliées par les quantités d'eau ayant circulé dans les compartiments respectifs. Afin d'estimer les flux d'éléments annuels, certaines concentrations manquantes ont dû être estimées. Pour les horizons organiques, les données ont été estimées à l'aide de la base de données des années

1995, 1996 et 1997, en utilisant les périodes semblables d'échantillonnage. Dans les horizons minéraux, les moyennes annuelles ont été utilisées puisque la variabilité temporelle sur une base annuelle est très faible pour C et N dissous. Lorsqu'il n'y avait pas de données pour le ruisseau (saison de dormance), une moyenne effectuée en utilisant la donnée précédente et la suivante était utilisée.

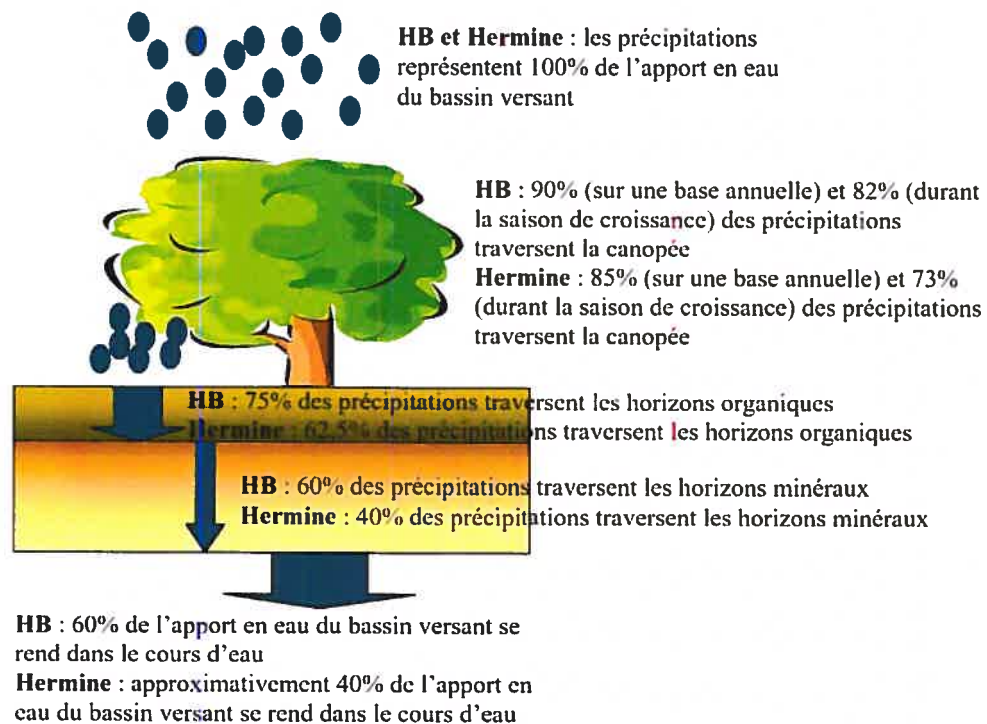


Figure 3.4. Bilan hydrologique du bassin versant Bear Brook de Hubbard Brook Experimental Forest (HB), New Hampshire, Etats-Unis, d'après McDowell and Likens (1988) et du bassin versant de l'Hermine, Québec, Canada.

Afin d'obtenir les flux élémentaires dans les compartiments du bassin versant de l'Hermine, il faut estimer certains flux en eau. En effet, alors que les flux d'eau dans le ruisseau et dans les précipitations incidentes sont mesurés directement sur le terrain, les données pour le pluviollessivat, les solutions de sol des horizons organiques (0 cm) et minéraux (50 cm) doivent être estimées. Les données de McDowell and Likens (1988) ont été utilisées pour estimer les proportions d'eau dans ces compartiments. Cet article présente les flux d'eau du bassin versant de Hubbard Brook Experimental Forest, au New Hampshire (Etats-Unis), qui est semblable à l'Hermine au plan de la végétation (*Acer saccharum*, *Fagus grandifolia* et *Abies balsamea*), du climat (continental, été court et sec, hivers long et froid;

quantité de précipitations semblables et 30% sous forme de neige) et des sols (podzols).

Les résultats de McDowell and Likens (1988), montrent que le pluviolessivat représente, sur une base annuelle, 90% du volume des précipitations (Figure 3.4). Toutefois, durant la saison de croissance, la quantité d'eau qui traverse la canopée est d'environ 82% de la précipitation incidente. Les solutions de sols organiques représentent de leur côté 75% des précipitations incidentes alors que les flux en eau des horizons minéraux représentent 60% des précipitations. Sur une base annuelle, la proportion d'eau qui sort dans le débit du ruisseau est de 60%.

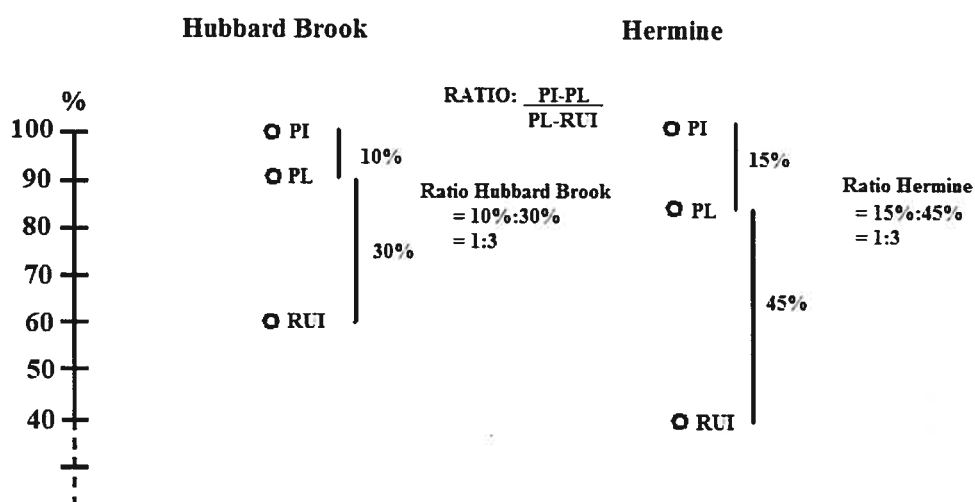


Figure 3.5. Exemple, dans ce cas-ci le pluviolessivat, du schéma conceptuel utilisé pour l'estimation des flux d'eau dans les compartiments de l'Hermine à l'aide des proportions retrouvées dans McDowell and Likens (1988). PI : précipitation incidente, PL : pluviolessivat et RUI : ruisseau

Puisque la proportion d'eau mesurée dans le ruisseau de l'Hermine (~40% des précipitations incidentes) est différente de celle mesurée pour Hubbard Brook, les pourcentages obtenus grâce aux données de McDowell and Likens (1988) ne peuvent être utilisés directement pour l'Hermine. Cette différence s'explique par la présence de pentes plus abruptes à Hubbard Brook et d'une période sèche à l'Hermine durant l'été. Pour cette raison, nous avons estimé les flux en eau (exprimés en pourcentage) dans deux des compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour lesquels les flux en eau manquent (pluviolessivat et horizons organiques) en utilisant a) le ratio établi pour Hubbard Brook en utilisant la différence entre les flux en eau mesurés pour un compartiment donné, les

précipitations incidentes et le ruisseau (Figure 3.5) ainsi que b) les flux en eau, en pourcentage, dans les précipitations incidentes et le ruisseau de l'Hermine. Par exemple, nous avons établi le ratio pour le pluviolessivat en établissant la différence entre les précipitations incidentes (100%) et le pluviolessivat (90%) à Hubbard Brook ce qui nous donne 10% (Figure 3.5). La distance relative entre le pluviolessivat et le ruisseau (60%) se chiffre à 30%. On obtient ainsi un ratio de 1:3, ce qui nous permet ensuite d'estimer le flux relatif du pluviolessivat dans l'Hermine. La même démarche a été suivie pour les solutions des horizons organiques. Pour les flux en eau dans les horizons minéraux de l'Hermine, nous avons utilisé la valeur de 40% du flux dans les précipitations incidentes.

3.6. ANALYSES STATISTIQUES

Le logiciel SPSS version 10.0 a été utilisé pour effectuer les analyses statistiques. Comme les échantillons ne se distribuent pas tous selon la loi normale et que dans certains cas le nombre d'échantillons est très petit, les tests non-paramétriques ont été utilisés (Kruskal-Wallis et Mann-Whitney). Ces tests statistiques permettent de faire des comparaisons entre des groupes de données dont la distribution n'est pas normale. Le test de Mann-Whitney fut utilisé afin de comparer les données obtenues pour chacun des compartiments, les événements hydrologiques entre eux et les données obtenues durant la saison de croissance et de dormance. Le test Kruskal-Wallis a quant à lui été utilisé afin de déterminer la différence statistique des événements de conditions antécédentes semblables. Des régressions linéaires sont également utilisées afin de connaître le lien statistique entre les données hydrochimique du ruisseau. Les graphiques ont été réalisés à l'aide des logiciels SPSS version 10.0 et Microsoft Excel 2000.

Chapitre 4. Flux de carbone et des formes d'azote dissous entre les divers compartiments biogéochimiques du bassin versant de l'Hermine

Le carbone (C) et l'azote (N) sont des éléments essentiels dans les écosystèmes terrestres (Michalzik and Matzner, 1999). En outre, ces deux nutriments sont dynamiques et la nature des formes chimiques présentes influence grandement le rôle qu'ils joueront dans les cycles biogéochimiques (Qualls *et al.*, 2000; Michalzik *et al.*, 2001). Il est donc important d'étudier leur comportement à diverses échelles temporelles et spatiales pour bien connaître leurs réponses aux changements environnementaux dans les écosystèmes forestiers. Dans le présent chapitre, nous caractériserons la distribution spatiale du C et formes de N dissous dans les compartiments biogéochimiques du bassin versant de l'Hermine. De plus, nous étudierons leur comportement à l'échelle annuelle, saisonnière et événementielle afin de connaître les facteurs environnementaux qui agissent sur leur distribution spatio-temporelle.

4.1. RÉPARTITION SPATIALE DE C ET N ENTRE LES COMPARTIMENTS BIOGÉOCHIMIQUES DU BASSIN VERSANT

La figure 4.1 montre les concentrations moyennes de carbone organique dissous (DOC) dans les compartiments biogéochimiques du bassin versant forestier de l'Hermine. Les concentrations retrouvées dans les précipitations incidentes sont relativement faibles et l'eau qui circule dans le système s'enrichit progressivement en DOC à mesure qu'elle traverse la canopée et les horizons organiques du sol (la plus grande source de C dans un écosystème forestier (Kalbitz *et al.*, 2000; Froberg *et al.*, 2003)). Ces observations sont semblables à celles tirées d'autres études menées dans des écosystèmes comparables (McDowell and Likens, 1988; Moore, 1998; Moore *et al.*, 2003). Le lessivage des tissus foliaires et la décomposition de la matière organique permettent d'expliquer l'augmentation des concentrations en DOC dans le pluviollessivat et les horizons organiques, respectivement (Michalzik and Matzner, 1999; Kalbitz *et al.*, 2000).

On note toutefois que la variabilité des concentrations de DOC dans le pluviollessivat (coefficient de variation (CV) = 123%) et dans les horizons organiques

(CV = 42%) est élevée. Plusieurs facteurs permettent d'expliquer cette variabilité dont l'activité biologique, la disponibilité en eau et la sénescence des feuilles (McDowell and Likens, 1988) en plus de la variabilité spatiale et temporelle liées aux neuf sites d'échantillonnage et aux deux années de prélèvement. Les différences significatives (Kruskal-Wallis; $\alpha = 0,10$) entre les concentrations retrouvées dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat et les horizons organiques montrent que l'accumulation de DOC dans les horizons organiques est un élément caractéristique de ce compartiment (Michalzik *et al.*, 2001; Moore *et al.*, 2003). Michalzik *et al.* (2001) ont d'ailleurs trouvé que les composés de C et N organiques provenant du pluviolessivat était une source de matière organique dissoute (DOM) facilement décomposable, qui facilitait la décomposition de la matière organique solide et dissoute dans les horizons de sol.

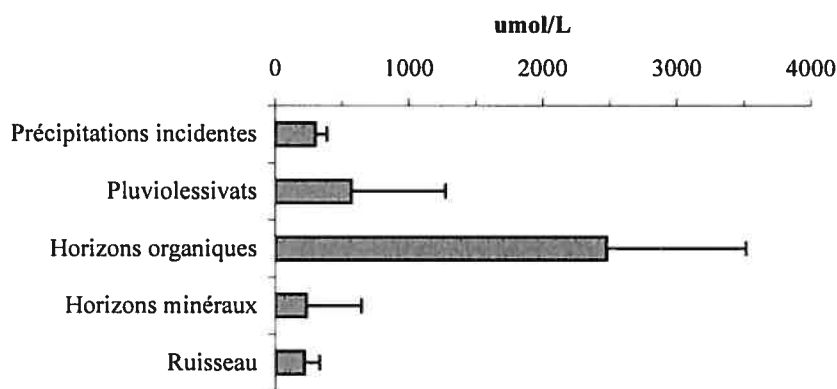


Figure 4.1. Moyenne arithmétique et écart-type des concentrations de carbone organique dissous (DOC) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003.

La diminution significative des concentrations de DOC dans les horizons minéraux (Mann-Whitney ; $\alpha = 0,05$) souligne l'efficacité des processus de rétention du C par adsorption physico-chimique (Boyer *et al.*, 1997; Michalzik *et al.*, 2001). Ces résultats sont cohérents avec ce qui a été observé dans d'autres études (McDowell and Wood, 1984; Qualls and Haines, 1991; Moore *et al.*, 2003). Le CV très élevé (178%) des concentrations de DOC dans les horizons minéraux s'explique par la variabilité entre les neuf sites d'échantillonnage sur une période de deux années.

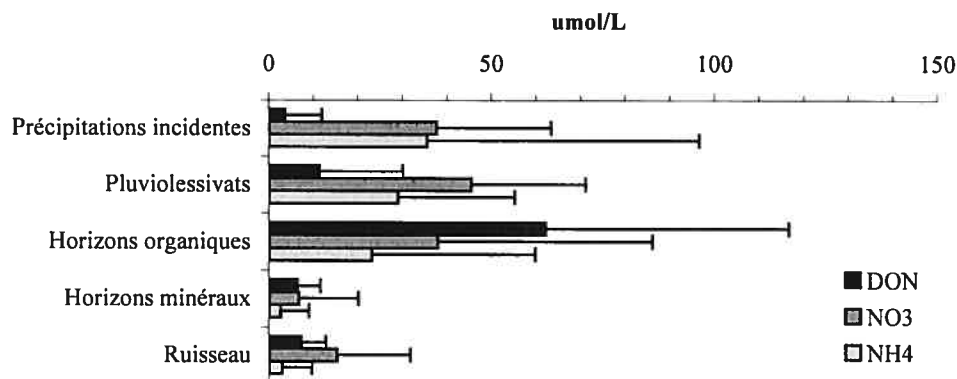


Figure 4.2. Moyenne arithmétique et écart-type des concentrations des formes d'azote dissous (nitrate (NO_3), ammonium (NH_4) et azote organique dissous (DON)) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003

La variabilité spatiale des concentrations en N dissous dans les compartiments biogéochimiques est présentée à la figure 4.2. Contrairement au DOC qui est l'unique forme soluble étudiée en milieu forestier, le N dissous est présent sous trois formes principales, soit : l'azote organique dissous (DON), le nitrate (NO_3) et l'ammonium (NH_4). Le contenu de chacune de ces formes varie de façon différente entre les compartiments biogéochimiques (Qualls *et al.*, 2000). On observe que le comportement de DON, la seule forme organique de N dissous, suit la même tendance spatiale que celle observée pour le DOC. On assiste ainsi à une augmentation des concentrations dans le pluviolessivat et les horizons organiques puis à une diminution significative des concentrations en DON dans les horizons minéraux (Mann-Whitney; $\alpha = 0,10$). Cette similarité avait également été observée par Hagedorn *et al.* (2001), Michalzik *et al.* (2001) et Michel and Matzner (1999). Ces derniers avaient toutefois spécifié que le taux de production et de rétention différaient entre C et N. D'ailleurs, les concentrations de DON sont, pour l'ensemble des compartiments, de un à deux ordres de grandeur inférieurs aux concentrations de DOC (Figures 4.1 et 4.2).

Les CV des concentrations de DON (230% pour les précipitations incidentelles et 165% pour le pluviolessivat) sont les plus élevés de cette étude. Une des explications possibles est la forte variabilité inter-annuelle de la composition des précipitations incidentelles (présenté dans la section 4.2; figure 4.5.d). En effet, les données de DOC et des formes de N dissous dans les précipitations incidentelles

obtenues entre le 1^{ier} juin 2001 et le 31 mai 2002 sont statistiquement différentes de celles obtenues entre le 1^{ier} juin 2002 et le 31 mai 2003 (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$).

Le N inorganique présente une évolution spatiale distincte de celle des composés organiques de N. Les concentrations mesurées dans les précipitations incidentes sont élevées et statistiquement différentes de celles mesurées dans les compartiments subséquents (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) puisqu'elles diminuent à mesure que l'eau traverse les horizons organiques et minéraux du sol. Cette observation est particulièrement vraie pour le NH_4 et s'explique par une absorption rapide du NH_4 par la biomasse d'un écosystème et la nitrification dans les horizons organiques. Pour le NO_3 , on observe une augmentation de la concentration suite au passage dans la canopée. Toutefois, la diminution des concentrations en NO_3 est significative lorsque le pluviolessivat percole à travers les horizons organiques (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$). L'activité biologique intense dans les horizons organiques permet, entre autres choses, d'expliquer cette diminution qui se poursuit dans les horizons minéraux. Dans ce cas, l'adsorption physico-chimique peut aussi être responsable de la rétention des formes d'azote inorganique dissous (DIN), principalement le NH_4 (Arheimer *et al.*, 1996).

Enfin, les concentrations de NO_3 retrouvées dans le ruisseau sont significativement plus élevées que les concentrations des horizons minéraux. La provenance de l'eau s'écoulant dans le ruisseau peut expliquer ces observations. En effet, selon les conditions hydrologiques, les solutions des horizons organiques sont aussi susceptibles de contribuer au cours d'eau. Ainsi, les concentrations en C et N du ruisseau ne sont pas exclusivement le résultat des changements opérés dans les horizons minéraux. Les concentrations de NH_4 dans le ruisseau sont quant à elles très faibles et semblables à celles des horizons minéraux. Contrairement à ce qu'avait observé Fitzhugh *et al.* (2001) dans la forêt expérimentale de Hubbard Brook, les concentrations de DIN retrouvées dans le pluviolessivat sont plus élevées que celles des horizons organiques.

En somme, on observe que le NO_3 est la forme majoritaire de N dissous total (TDN) dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat et le ruisseau, alors que le DON constitue la fraction dominante dans les horizons organiques et minéraux.

4.1.1. Les flux de C et N entre les compartiments biogéochimiques

L'eau joue un rôle déterminant dans la distribution spatiale de C et N dissous dans un bassin versant forestier. Pour cette raison, l'estimation de flux est essentielle à l'analyse de la distribution des nutriments dans les compartiments biogéochimiques. Le tableau 4.1 montre la distribution des flux d'eau durant la période d'échantillonnage dans les compartiments biogéochimiques. L'année 2002-03 a reçu moins de précipitations que 2001-02. En revanche, un peu plus d'eau s'est rendu au cours d'eau durant 2002-03. Cette différence s'explique par la distribution temporelle des précipitations. En effet, une forte proportion des précipitations survient durant la saison hivernale, alors qu'il y a une faible prise en charge par la biomasse et peu d'évapotranspiration, donc, davantage d'eau se rend dans le cours d'eau. Il est important de rappeler que seuls les flux d'eau des précipitations incidentes et du ruisseau sont mesurés sur le terrain et que les flux d'eau du pluviollessivat, des solutions des horizons organiques et minéraux sont estimés.

Tableau 4.1. Flux moyen annuel de carbone organique dissous (DOC), des formes d'azote dissous (TDN, DIN, NO₃, NH₄ et DON) et d'eau dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003

| Compartiments biogéochimiques | DOC | TDN | DIN | NO ₃ | NH ₄ | DON | 2001-02 2002-03 | |
|----------------------------------|-----------------|-----------------|-------------------|--------------------------------|--------------------------------|-------------------|--------------------|-------|
| | Mole C/ha/an | Mole N/ha/an | Mole DIN/ha/an | Mole NO ₃ /ha/an | Mole NH ₄ /ha/an | Mole DON/ha/an | Flux d'eau (mm) | |
| Précipitations incidentes | 3 359 | 751 | 717 | 373 | 344 | 34 | 1 253 | 1 016 |
| Pluviollessivat | 4 872 | 656 | 623 | 402 | 225 | 84 | 1 002 | 813 |
| Horizons organiques | 15 711 | 852 | 508 | 339 | 175 | 389 | 783 | 635 |
| Horizons minéraux | 1 335 | 102 | 62 | 41 | 22 | 45 | 501 | 406 |
| Ruisseau | 946 | 100 | 68 | 47 | 21 | 32 | 384 | 394 |

Le tableau 4.1 présente les flux totaux moyens annuels de C et des formes de N dissous dans l'Hermine durant la période d'échantillonnage. On observe que la distribution dans les compartiments biogéochimiques des flux de DOC et DON est semblable à celle des concentrations (Figures 4.1 et 4.2). La différence significative (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) entre les quantités de DOC, DON, TDN et NO₃ dans les précipitations incidentes et le pluviollessivat confirme le rôle de la canopée comme source de nutriments (Meyer *et al.*, 1998). Le lessivage des composés organiques pour le DOC et DON et la déposition de N sous la forme gazeuse sur l'appareil aérien des arbres pour TDN et NO₃ sont responsables de cet enrichissement. En

effet, lorsque les précipitations traversent la canopée, elles lessivent l'ensemble des composés de C et de N présents sur la biomasse végétale (McDowell and Likens, 1988; Dise *et al.*, 1998). Par opposition, les flux de DIN et de NH_4 diminuent à mesure que l'eau traverse les compartiments biogéochimiques. La diminution significative de NH_4 (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) dans le pluvioléssivat est due à la prise en charge dans l'appareil aérien des arbres (Gundersen, 1995).

Il existe une différence statistique significative des flux de DOC et DON entre le pluvioléssivat et les horizons organiques (Mann-Whitney; $\alpha = 0,01$), différence qui avait aussi été observée pour les forêts tempérées par Michalzik *et al.* (2001). En outre, le substrat organique facilement décomposable provenant du pluvioléssivat contribue à l'activité biologique dans les horizons organiques. Par conséquent, la décomposition de la matière organique et le lessivage de la litière sont responsables de l'enrichissement significatif en composés organiques observé dans les horizons organiques (Huang and Schoenau, 1998; Currie, 1999; Michalzik and Matzner, 1999).

Dans les horizons organiques, les concentrations de DON augmentent significativement (Mann-Whitney; $\alpha = 0,10$) et les concentrations de DIN diminuent. Cette différence entre le N organique et inorganique dans les horizons organiques met en évidence le rôle des micro-organismes. En effet, ceux-ci prélèvent une quantité importante de N inorganique pour leur métabolisme (Qualls *et al.*, 1991). Cette activité biologique permet ensuite la décomposition de la matière organique et la solubilisation de grandes quantités de nutriments organiques et inorganiques (McDowell and Wood, 1984; Qualls, 2000). Les flux de DON sont aussi plus élevés et ceux de DIN plus faibles.

Dans le bassin versant de l'Hermine, 85% des composés de N sont retenus dans les horizons minéraux. La rétention est assurée par le prélèvement biologique dans la zone racinaire, l'adsorption physico-chimique, la décomposition et la nitrification (Arheimer *et al.*, 1996; Michalzik and Matzner, 1999; Aber *et al.*, 2002).

La rétention physico-chimique explique la diminution des quantités de composés organiques (Moore, 1998; Michalzik *et al.*, 2001; McCracken *et al.*, 2002) puisque la décomposition biologique, telle que présentée dans la section 2.3.3.b., est un processus trop lent pour expliquer la diminution des composés organiques dans les horizons minéraux (Qualls and Haines, 1992; Guggenberger and Kaiser, 2003). Ce sont les quantités d'oxydes de fer (Fe) et d'aluminium (Al), de C organique et des

minéraux argileux qui contrôlent alors la rétention physico-chimique de C et N dissous (Moore *et al.*, 1992). À cet effet, la rétention du DOC est plus intense (90%) que la rétention de DON (85%) dans le bassin versant de l'Hermine.

En considérant ce qui précède, il y a une augmentation des composés organiques dans le pluviolessivat et les horizons organiques alors que la rétention physico-chimique est responsable de la diminution des concentrations de C et N dissous dans les horizons minéraux de l'Hermine. De surcroît, les composés inorganiques de N présentent une évolution spatiale différente de celle des composés organiques, soit une diminution à travers le profil biogéochimique.

Les quantités de C et N retrouvées dans le ruisseau représentent moins de 12% de la quantité maximale de C et N dans le bassin versant de l'Hermine. Alors que les extrants de DOC et DON équivalent à 28 et 14 % respectivement de l'intrant dans les précipitations.

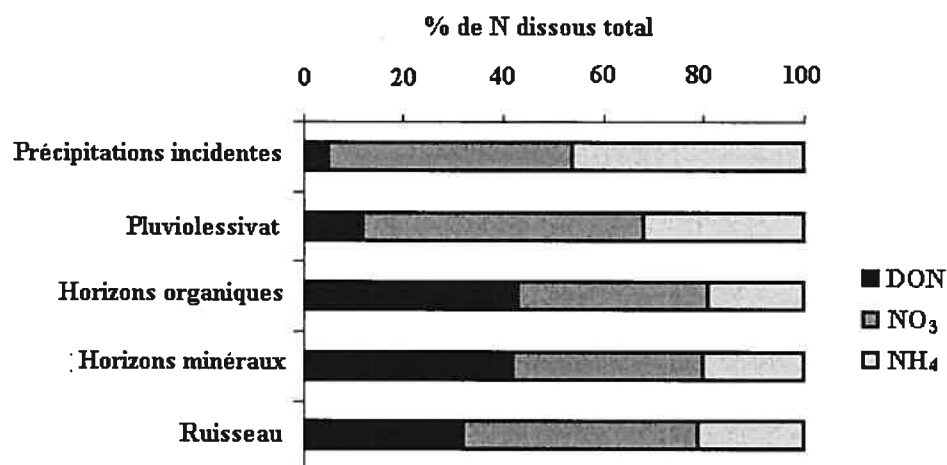
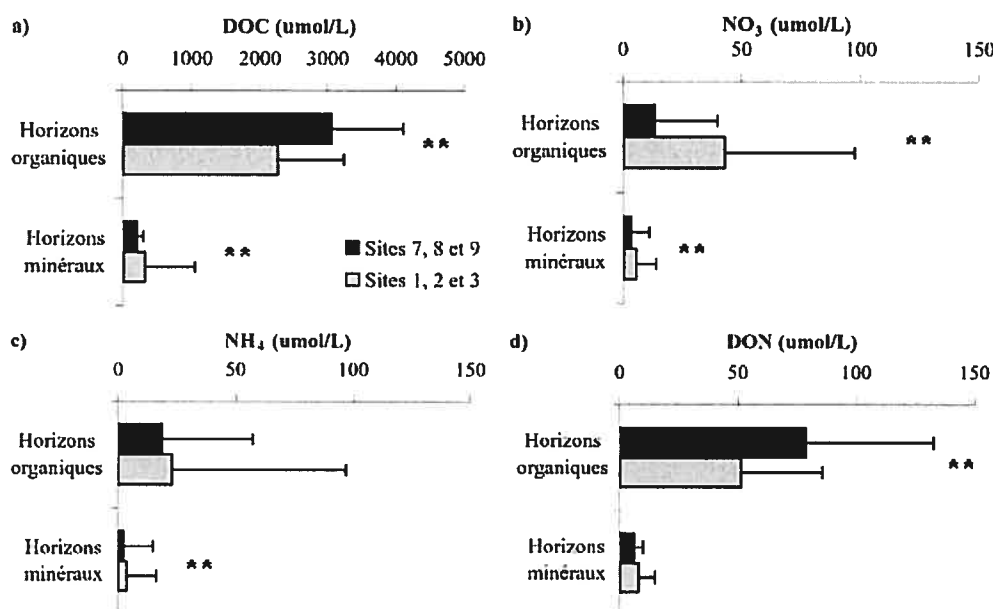


Figure 4.3. Spéciation moyenne de l'azote dissous total (TDN) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003.

La figure 4.3 montre l'apport dominant des composés inorganiques dans la spéciation de TDN dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine. Toutefois, DON occupe une proportion plus grande dans les compartiments du sol et le ruisseau que dans les autres compartiments. La contribution majeure des horizons organiques et de l'activité biologique expliquent la production de DON, d'où la contribution importante à la spéciation des solutions retrouvées dans les compartiments biogéochimiques (Park *et al.*, 2002; Vanderbilt *et al.*, 2003).

4.1.2. Différenciation spatiale des concentrations de C et des formes de N dissous en fonction de la topographie

Afin d'évaluer la variabilité spatiale des concentrations de C et N dissous selon la position sur la pente, les sites 1, 2 et 3 (bas de pente) et les sites 7, 8 et 9 (haut de pente) du bassin de l'Hermine ont été comparés. Tel que présenté dans la figure 4.4, la presque totalité des substances dosées dans la solution de sol montre une différence significative selon la position sur la pente. Les concentrations de DOC sont plus élevées dans les horizons organiques de haut de pente alors qu'en bas de pente elles sont supérieures dans les horizons minéraux. Ce patron spatial est également observé pour les concentrations de DON, quoique l'on n'observe pas de différence statistique dans les horizons minéraux. Quant aux concentrations de NO_3 , elles sont significativement plus élevées en bas de pente, et ce, tant dans les solutions de sol organique que minéral. Enfin, les concentrations de NH_4 sont statistiquement plus élevées dans les horizons minéraux de bas de pente.



La variabilité spatiale sur l'axe topographique obtenue dans l'Hermine se distingue de ce qui a été observé dans d'autres études. En Écosse, Chapman *et al.* (2001) ont observé une diminution des concentrations de DOC et DON en haut de

pente en raison d'une moins grande abondance de matière organique dans le sol. Aussi, dans une étude sur l'effet de la topographie sur les flux élémentaires, Johnson *et al.* (2000) ont mesuré des concentrations semblables de NO_3 dans les horizons minéraux, peu importe la position sur la pente dans le bassin expérimental de Hubbard Brook.

Malgré cet apparent contraste avec les résultats d'autres études, les résultats obtenus dans l'Hermine peuvent s'expliquer par le contraste entre les sites selon leur position topographique. Les sites du haut de pente sont bien oxygénés tandis que les sites de bas de pente subissent des cycles d'oxydoréduction plus intenses en réponse au battement de la nappe phréatique. Ainsi, le niveau de la nappe phréatique pourrait expliquer les fortes concentrations de NO_3 mesurées dans les horizons minéraux de bas de pente. Il est reconnu que l'eau de la nappe phréatique est riche en NO_3 (Burns *et al.*, 1998) dû aux processus aérobies qui ont court lors de la baisse de la nappe phréatique et qui produisent du NO_3 , SO_4 et DOC (Fitzhugh *et al.*, 2003; Dahm *et al.*, 2003). Bechtold *et al.* (2003) suggèrent que les quantités élevées de NO_3 surviennent lorsque le taux de minéralisation de N est plus rapide que la prise en charge biologique, l'adsorption, l'immobilisation et la perte par lessivage et dénitrification. Ainsi, les conditions retrouvées dans les sols minéraux permettraient l'accumulation de NO_3 dans l'eau de la nappe phréatique.

La sécheresse favorise l'accumulation de matière organique étant donné la diminution de l'activité biologique induite par le manque d'eau (Ryan *et al.*, 1998; Prechtel *et al.*, 2000; Florinsky *et al.*, 2004). Ainsi, il y aurait moins de transport de matière organique soluble et accumulation de produits de décomposition. Dans le haut de pente, le manque de transport explique que les concentrations de DOC et DON dans les solutions de sol sont plus élevées.

Dans les horizons minéraux, c'est la capacité d'adsorption du sol qui est responsable de la différence significative dans les concentrations de DOC entre le haut et le bas de pente (Figure 4.4). La saturation en matière organique des oxydes de Fe et Al en bas de pente pourrait expliquer cette observation. En effet, les analyses de C organique réalisées sur les échantillons de sols minéraux ont révélés que les sites de bas de pente contenaient significativement plus de C organique (Mann-Whitney; $\alpha = 0.05$) que les sites de haut de pente. Ainsi, puisqu'il y a davantage de matière organique adsorbée dans les sols minéraux, la capacité d'adsorption des anions organiques est réduite (Kalbitz *et al.*, 2000; Kaiser *et al.*,

2000). En haut de pente, les concentrations significativement plus élevées (Mann-Whitney; $\alpha = 0.05$) de Fe et Al extractibles dans les horizons minéraux permettent que le DOC et DON soient plus fortement adsorbés, d'où les plus faibles concentrations mesurées en solution.

Plusieurs facteurs permettent d'interpréter la variabilité topographique de la composition chimique de la solution de sol : niveau de la nappe phréatique, abondance de la matière organique au sol et dans les horizons minéraux et activité biologique. De plus, les espèces d'arbres sont responsables de différents processus biogéochimiques ayant cours dans les sols (Bélanger *et al.*, *in press*) en plus du potentiel de décomposition de la litière de chacune des espèces (Neff and Hooper, 2002; Lovett *et al.*, 2004). Les études dans l'Hermine montrent que la composition du couvert végétal est différente selon la position dans le bassin versant (Manna, 2003; Bélanger *et al.*, *in press*). Il est donc possible que la diversité floristique joue un rôle sur les cycles biogéochimiques de C et N dissous dans un bassin versant forestier. Tel que présenté dans Bélanger *et al.* (*in press*), dans le bassin versant de l'Hermine, la végétation dominante du haut de pente est composée de *Populus tremuloïdes*, *Populus grandidentata* et *Betula papyrifera* qui sont des espèces pionnières, donc qui ont une demande en nutriments plus élevée. Comparativement, les sites de bas de pente présentent une dominance par *Acer saccharum*, *Acer rubrum* et *Betula alleghaniensis*, et l'érable est reconnu pour être une espèce moins exigeante en nutriments puisqu'elle apparaît en cours de succession. Comme l'ont démontré Bélanger *et al.* (*in press*), plus la proportion d'érable diminue, plus la demande en nutriments (NH_4 et NO_3) est élevée, et plus les concentrations retrouvées dans la solution de sol diminuent. Il est donc probable que la végétation aussi joue un rôle primordial sur les cycles de C et de N dissous en milieu forestier qui se superpose à celui des propriétés des sols.

4.2. ÉVOLUTION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS DE C ET N DISSOUS DANS LES COMPARTIMENTS BIOGÉOCHIMIQUES DU BASSIN VERSANT

Compte tenu que les concentrations de C et N dissous mesurées dans les compartiments biogéochimiques sont différentes, il importe aussi d'établir leur variabilité temporelle. Les figures 4.5 et 4.6 montrent l'évolution annuelle des concentrations de C et N dissous dans le ruisseau, les précipitations incidentes, le

pluviolessivat, les horizons organiques et minéraux durant la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003.

Dans le ruisseau, les concentrations de DOC et NO₃, et dans une moindre mesure DON, augmentent suite à la période d'étiage estival (Figures 4.5 A et 4.6 A). Cette observation a aussi été faite dans la région du Maine (Christ and David, 1996). La mise en transport des composés de C et N accumulés dans le sol en plus de la réactivation des micro-organismes du sol par les précipitations permettent d'expliquer cette augmentation (Prechtel *et al.*, 2000; Buffam *et al.*, 2001; Bechtold *et al.*, 2003).

Toujours dans le ruisseau, les concentrations de DOC oscillent autour 200 $\mu\text{mol/L}$ durant l'été avec une diminution durant l'hiver (Figure 4.5 A). Le NO₃ est la forme de N qui montre la plus forte variabilité selon les saisons. On note aussi une augmentation des concentrations durant l'été et l'hiver alors que le printemps et la fin de l'automne montrent une diminution. L'activité biologique et les processus hydrologiques présents dans le bassin versant jouent un rôle sur la variabilité intra-annuelle des concentrations de C et N dissous (Bechtold *et al.*, 2003). Le NH₄ et le DON, quant à eux, ne présentent pas de patron observable à l'échelle annuelle dans le ruisseau.

Les concentrations de DOC, DON, NO₃ et NH₄ dans les précipitations incidentes (Figures 4.5 B et D; 4.6 B et D) montrent un niveau variable mais sans tendance tout au long de la période d'échantillonnage. Les composés de N inorganique sont proportionnellement plus abondants que le DON dans les solutions de tous les compartiments biogéochimiques, comme on l'a observé dans les bassins versant de Hubbard Brook Experimental Forest, Cope Pond Watershed, Sleepers River Watershed et Lye Brook Wilderness Area (New Hampshire et Vermont, États-Unis) (Campbell *et al.*, 2000).

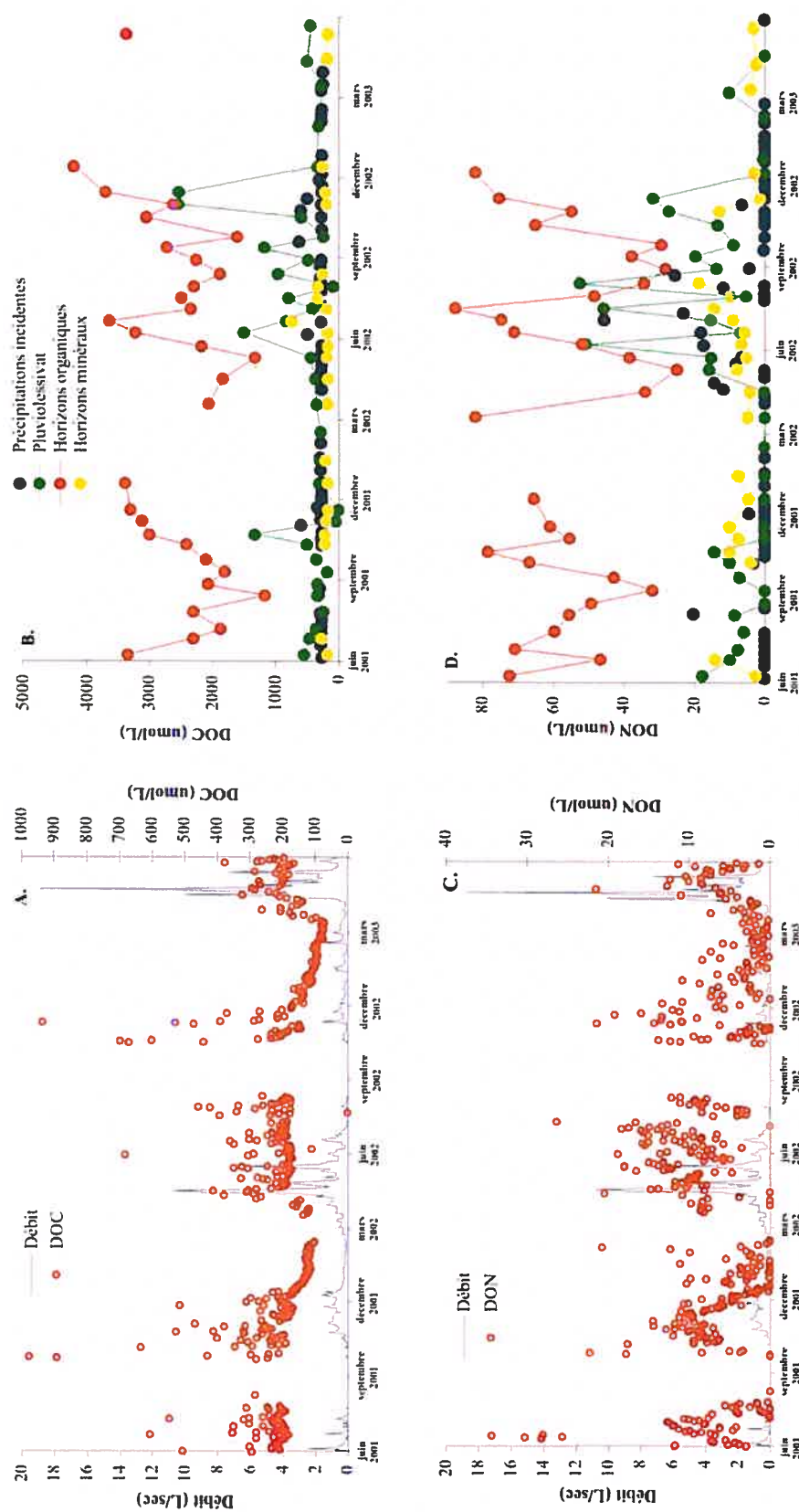


Figure 4.5. Évolution temporelle des concentrations moyennes de : A) DOC dans le ruisseau, B) DOC dans les précipitations incidentelles, le pluviométrique, les horizons organiques et minéraux, C) DON dans le ruisseau, D) DON dans les précipitations incidentelles, le pluviométrique, les horizons organiques et minéraux pour la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003.

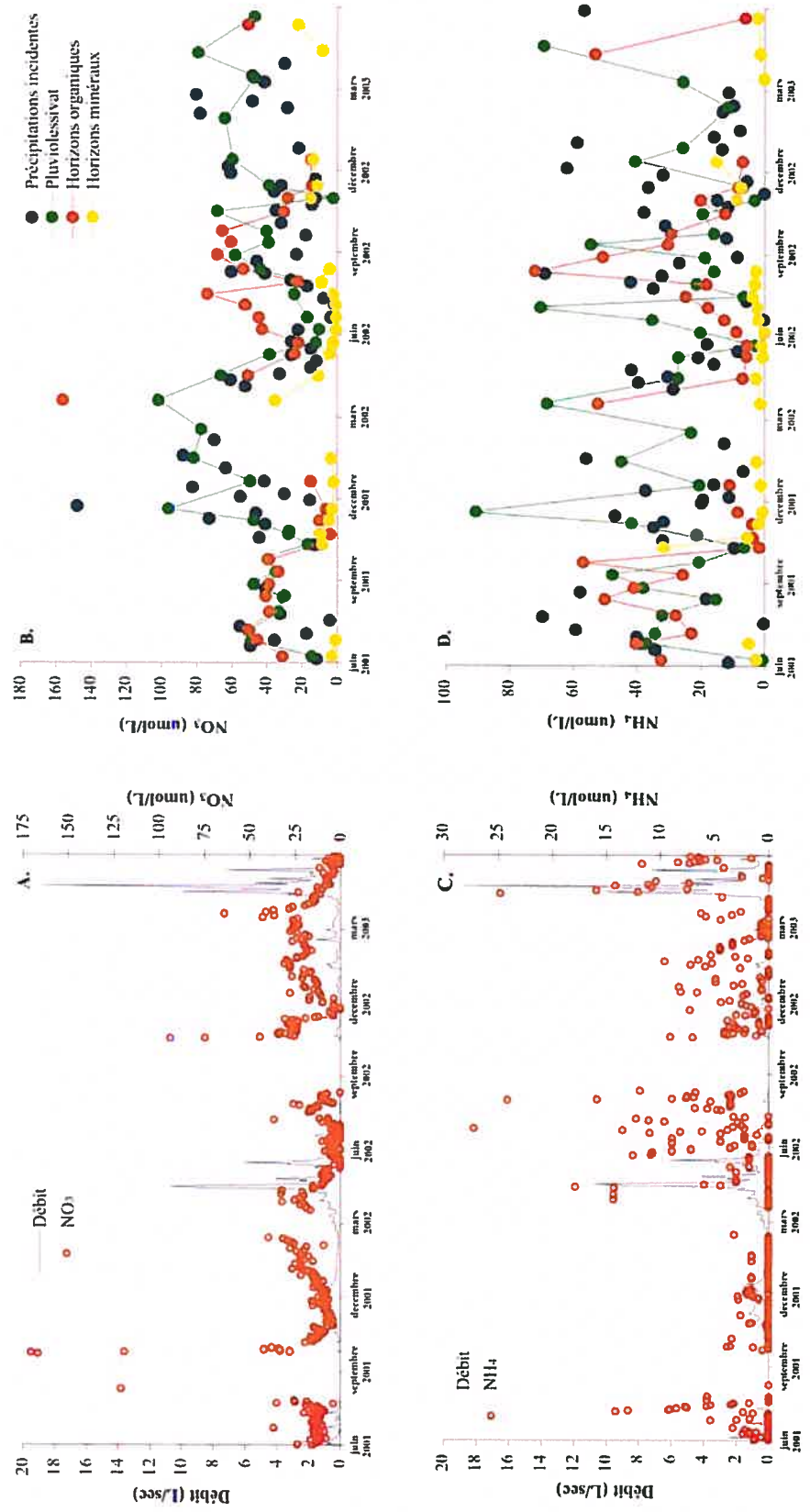


Figure 4.6. Évolution temporelle des concentrations moyennes de: A) NO_3^- dans le ruisseau, B) NO_3^- dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat, les horizons organiques et minéraux, C) NH_4^+ dans le ruisseau, D) NH_4^+ dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat, les horizons organiques et minéraux pour la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003.

Pour ce qui est des concentrations de DOC dans le pluviollessivat, elles montrent une diminution au mois de décembre suite à la sénescence des feuilles. Les concentrations de DON dans le pluviollessivat sont très faibles (voire nulles) durant les mois d'hiver. De plus, le NO_3 présente une forte variabilité et on observe une augmentation durant l'été et des concentrations relativement élevées au printemps. Le NH_4 ne présente pas de tendance observable à l'échelle annuelle (Figures 4.6. B et D).

La solution de sol récoltée dans les horizons organiques montre une grande variabilité temporelle pour les concentrations de C et N dissous. Non seulement les concentrations de DOC et DON sont toujours les plus élevées en comparaison à celles des autres compartiments biogéochimiques, mais elles présentent aussi une forte saisonnalité en diminuant durant l'été et augmentant durant l'automne pour atteindre leur maximum à la fin de l'automne (Figures 4.5 B et D) (Borken *et al.*, 1999; Goodale *et al.*, 2000). La décomposition de la litière fraîche suite à la sénescence explique cette augmentation en DOC et DON dans les horizons organiques (Qualls, 2000; Kalbitz *et al.*, 2000; Campbell *et al.*, 2000). Durant la fonte des neiges, il y a une pointe des concentrations de DOC et DON qui diminuent rapidement par la suite. Conformément à ce qu'avait observé McHale *et al.* (2000) dans un bassin versant des Adirondack, les concentrations de DON augmentent légèrement durant les mois d'hiver. L'activité biologique hivernale, même si elle est très faible, convertit le N inorganique en DON par l'assimilation, ce qui expliquerait alors l'augmentation des concentrations dans les horizons organiques (McHale *et al.*, 2000).

Les concentrations de NO_3 dans les horizons organiques diminuent progressivement durant l'automne et le printemps (Figure 4.6 B). Toutefois, elles atteignent leurs maxima lors de la fonte de la neige (principalement vrai pour avril 2002). Cette observation a aussi été faite dans les forêts tempérées recensées dans Michalzik *et al.* (2001). L'activité biologique réduite durant les mois d'hiver et lors du printemps permet l'accumulation des composés de N. Lors de la fonte de la neige, une grande quantité de NO_3 est alors lessivée dans les horizons organiques et vers le cours d'eau. En effet, le taux de rétention biologique est alors bas, ce qui contribue à la disponibilité de N inorganique (Mitchell, 2001). Contrairement à son comportement dans les autres compartiments, le NH_4 montre une tendance dans les

horizons organiques. En effet, il y a une diminution durant l'automne et le printemps alors que les concentrations sont plus élevées en été.

Il n'y a aucune variabilité observable pour les concentrations de DOC, DON, NO_3 et NH_4 à l'échelle annuelle dans les horizons minéraux. Cette relative stabilité des concentrations est due à la rétention de C et de N dissous par les sols qui se fait à un taux relativement constant (McDowell and Likens, 1988; Qualls and Haines, 1992). De plus, le petit nombre d'échantillons rend les tendances difficiles à détecter.

4.2.1. Distribution saisonnière de C et N dissous dans les compartiments biogéochimiques

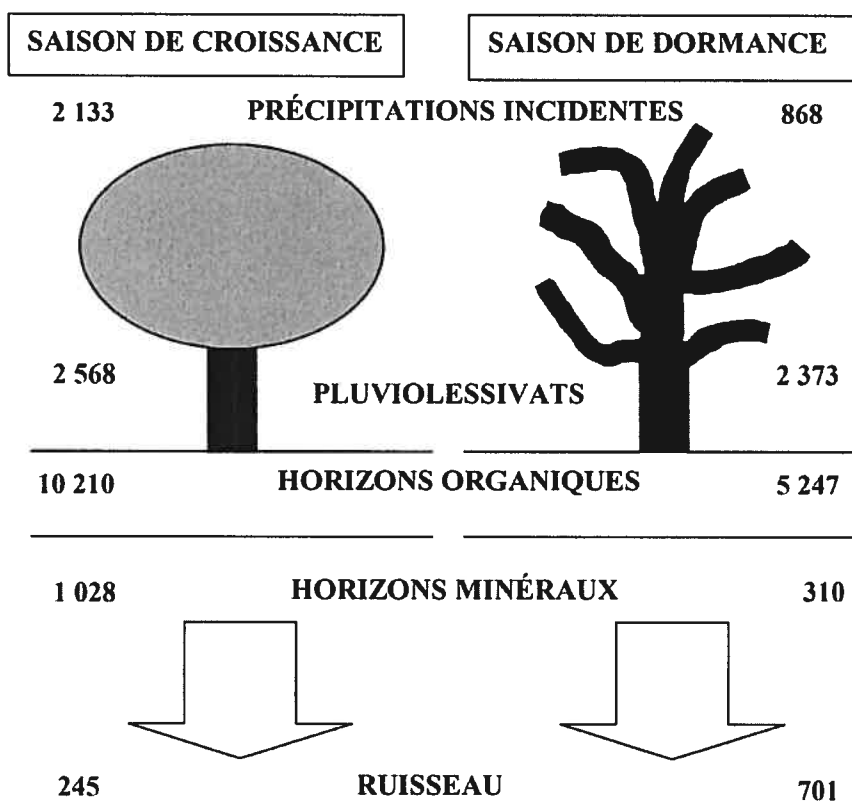


Figure 4.7. Flux moyens de carbone organique dissous (Mole DOC/ha/an) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003 lors de la saison de croissance (15 mai au 14 novembre) et de dormance (15 novembre au 14 mai).

Nous évaluons dans cette section l'effet des saisons sur les flux et concentrations de C et N mesurées dans les compartiments biogéochimiques. La somme des flux moyens saisonniers (croissance + dormance) pour un même compartiments ne donne pas le flux total annuel présenté dans le tableau 4.1 puisque les flux dans la figures 4.7 et 4.8 et le tableau 4.2 sont des moyennes de flux provenant de deux années et donc, montre la variabilité inter-annuelle durant la période d'échantillonnage.

La plus grande quantité de DOC est transportée durant la saison de croissance (Figure 4.7). En effet, les quantités moyennes de DOC dans les compartiments biogéochimiques durant cette période (saison de croissance) représentent respectivement 75, 52, 66 et 77% de la somme des flux saisonniers de DOC pour les précipitations incidentes, le pluviolessivat, les horizons organiques et minéraux. Toutefois, pour le ruisseau, le plus grand transit de DOC (74%) se fait durant la saison de dormance. Les faibles débits enregistrés durant la période de croissance (étiage du cours d'eau) expliquent qu'une faible quantité de DOC soit transportée durant l'été comparativement à l'hiver et principalement au printemps alors que les débits sont plus élevés.

En ce qui a trait aux formes de N dissous, la distribution des flux selon la saison montre que des quantités légèrement plus élevées de NO_3 sont transportées durant la saison de dormance alors que le comportement inverse est observé pour le DON et NH_4 (Tableau 4.2). Dans le ruisseau, toutes les formes de N dissous sont transportées majoritairement durant la saison de dormance et ce, pour les mêmes raisons que celles invoquées pour DOC.

Tableau 4.2. Flux saisonnier moyen des formes de N dissous dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1^{ier} juin 2001 au 31 mai 2003

| | NO ₃ | | NH ₄ | | DON | |
|---------------------------|-------------------------|----------|-----------------|----------|------------|----------|
| | -----Mole N /ha/an----- | | | | | |
| | croissance | dormance | croissance | dormance | croissance | dormance |
| Précipitations incidentes | 148 | 158 | 234 | 80 | 32 | 2 |
| Pluviolessivat | 190 | 211 | 123 | 102 | 60 | 24 |
| Horizons organiques | 167 | 172 | 118 | 57 | 258 | 126 |
| Horizons minéraux | 24 | 18 | 17 | 4 | 37 | 8 |
| Ruisseau | 6 | 41 | 2.5 | 19 | 9 | 23 |

Le tableau 4.3 présente les ratios croissance : dormance, estimés à partir des flux de C et N dissous dans les compartiments biogéochimiques. D'après Chapman *et al.* (2001), le ratio été : hiver (ou croissance : dormance) permet de déterminer l'ampleur de la saisonnalité de la composante chimique étudiée. Plus le ratio est différent de 1, plus l'effet des saisons est grand.

Tableau 4.3. Ratio croissance : dormance des flux de C et N dissous dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003

| | DOC | TDN | DIN | NO ₃ | NH ₄ | DON |
|---------------------------|-----|-----|-----|-----------------|-----------------|------|
| Précipitations incidentes | 2,5 | 1,8 | 1,6 | 0,9 | 2,9 | 16,0 |
| Pluviolessivat | 1,0 | 1,3 | 1,1 | 0,9 | 1,2 | 2,5 |
| Horizons organiques | 1,9 | 1,5 | 1,2 | 1,0 | 2,1 | 2,0 |
| Horizons minéraux | 3,3 | 2,6 | 1,9 | 1,3 | 4,3 | 4,6 |
| Ruisseau | 0,3 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,4 |

Les flux de TDN, NH₄ et DON montrent une forte saisonnalité, alors qu'ils sont plus élevés durant la saison de croissance que durant la saison de dormance, et ce, principalement pour les précipitations incidentes et les horizons minéraux. Quant à NO₃, les ratios observés dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat, et les horizons de sol permettent de conclure que l'effet des saisons est très faible contrairement à ce qui avait été observé dans les Adirondack (Mitchell *et al.*, 2003). Dans le ruisseau, la saisonnalité est inversée pour tous les éléments étudiés puisque le ratio est toujours inférieur à 1. En effet, les plus grandes quantités de C et N dissous dans l'Hermine sont observées durant la saison de dormance.

Les quantités d'eau transportées dans les compartiments biogéochimiques ont un effet majeur sur les flux de C et N dissous. En effet, la majeure partie de l'eau est transportée durant la saison de croissance pour les précipitations incidentes (69%), le pluviolessivat (60%), les horizons organiques (66%) et les horizons minéraux (66%). Toutefois, la faible évapotranspiration et l'absorption réduite par la biomasse expliquent que 77% de l'eau du ruisseau est transportée durant la saison de dormance. Ainsi, le rôle des variations saisonnières des concentrations (Tableau 4.4) est d'autant plus important étant donné que les flux de NO₃, estimés par le produit des flux d'eau et des concentrations de NO₃, soient semblables.

Si l'on observe la spéciation de N en fonction de l'activité biologique (Figure 4.8), on note, pour les deux périodes, que c'est dans les horizons de sol et le ruisseau

que se retrouve la plus grande proportion de DON. L'enrichissement en DON s'effectue à partir des horizons organiques. Aussi, les proportions de NH_4 diminuent continuellement durant les deux saisons à mesure que les solutions circulent dans les compartiments biogéochimiques. La seule exception est une légère augmentation qui survient dans le ruisseau durant la saison de dormance. L'activité biologique parfois faible peut expliquer la présence de NH_4 dans le ruisseau puisque ce dernier n'est pas complètement pris en charge par la biomasse durant la saison de dormance (Arthur and Fahey, 1993; Brooks and Williams, 1999). Pour tous les compartiments biogéochimiques, c'est durant la saison de dormance que la proportion de DIN est la plus élevée. De plus, le NO_3 occupe une moins grande proportion de TDN durant la saison de croissance que durant la saison de dormance.

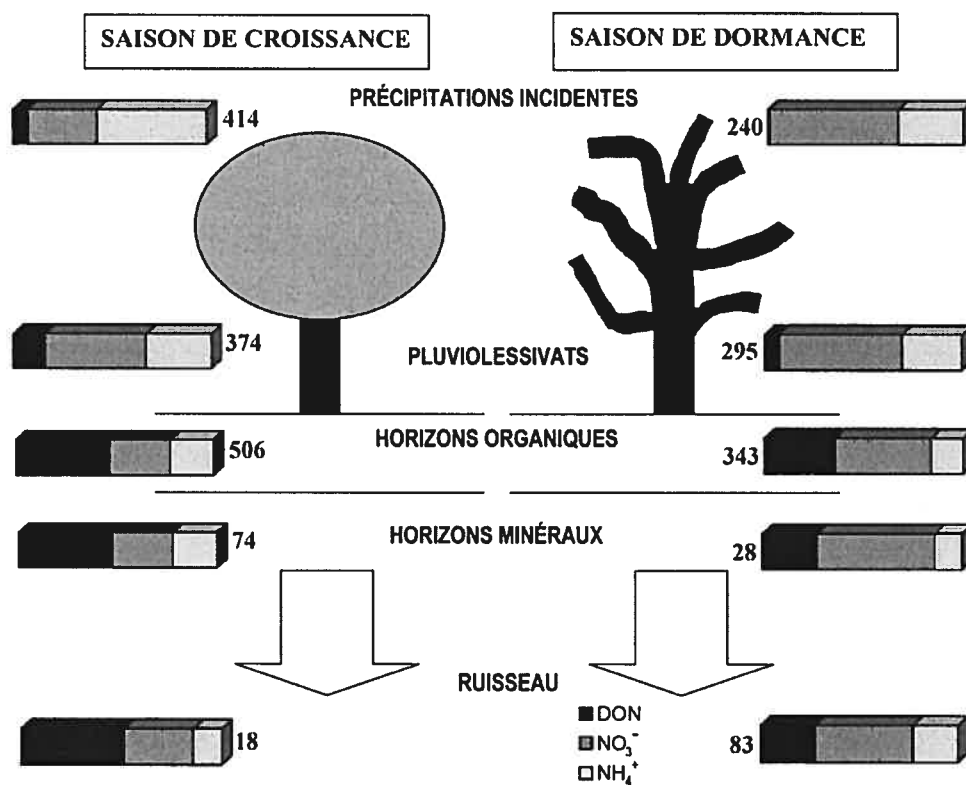


Figure 4.8. Flux moyens saisonniers de N dissous total (nombre en marge des barres; mole/ha/an) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine pour la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003 lors de la saison de croissance et de dormance.

Tableau 4.4. Moyenne arithmétique, écart-type et coefficient de variation des concentrations de DOC et des formes de N dissous dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine selon la saison pour la période du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003

| SAISON DE CROISSANCE | DOC | TDN | DIN | NO ₃ | NH ₄ | DON |
|---------------------------|----------------------------------|------------|-----------|-----------------|-----------------|-----------|
| | -----umol/L----- | | | | | |
| | Précipitations incidentes | | | | | |
| Moyenne | 322 | 67 | 69 | 29 | 40 | 5 |
| écart-type | 105 | 81 | 76 | 17 | 76 | 10 |
| CV% | 33 | 120 | 110 | 59 | 189 | 188 |
| | Pluviolessivat | | | | | |
| Moyenne | 660 | 78 | 65 | 37 | 28 | 15 |
| écart-type | 809 | 55 | 45 | 22 | 29 | 21 |
| CV% | 123 | 70 | 68 | 60 | 103 | 140 |
| | Horizons organiques | | | | | |
| Moyenne | 2491 | 115 | 58 | 35 | 24 | 60 |
| écart-type | 990 | 64 | 66 | 42 | 37 | 43 |
| CV% | 40 | 56 | 113 | 121 | 158 | 71 |
| | Horizons minéraux | | | | | |
| Moyenne | 258 | 14 | 7 | 4 | 3 | 7 |
| écart-type | 511 | 10 | 10 | 6 | 7 | 6 |
| CV% | 198 | 75 | 148 | 161 | 228 | 75 |
| | Ruisseau | | | | | |
| Moyenne | 260 | 26 | 18 | 15 | 4 | 9 |
| écart-type | 127 | 17 | 22 | 21 | 8 | 6 |
| CV% | 49 | 66 | 120 | 144 | 222 | 67 |
| SAISON DE DORMANCE | | | | | | |
| | Précipitations incidentes | | | | | |
| Moyenne | 274 | 64 | 78 | 50 | 29 | 1 |
| écart-type | 18 | 40 | 56 | 30 | 30 | 4 |
| CV% | 6 | 62 | 71 | 61 | 103 | 308 |
| | Pluviolessivat | | | | | |
| Moyenne | 347 | 88 | 98 | 66 | 32 | 3 |
| écart-type | 89 | 28 | 34 | 21 | 18 | 7 |
| CV% | 26 | 32 | 35 | 31 | 55 | 267 |
| | Horizons organiques | | | | | |
| Moyenne | 2389 | 144 | 74 | 53 | 21 | 73 |
| écart-type | 1261 | 134 | 86 | 68 | 35 | 93 |
| CV% | 53 | 93 | 115 | 128 | 168 | 126 |
| | Horizons minéraux | | | | | |
| Moyenne | 184 | 18 | 15 | 12 | 2 | 5 |
| écart-type | 45 | 18 | 21 | 20 | 6 | 3 |
| CV% | 24 | 97 | 148 | 163 | 250 | 72 |
| | Ruisseau | | | | | |
| Moyenne | 169 | 23 | 18 | 16 | 2 | 6 |
| écart-type | 70 | 9 | 10 | 9 | 4 | 5 |
| CV% | 41 | 38 | 58 | 58 | 202 | 80 |

En ce qui à trait aux concentrations moyennes saisonnières (Tableau 4.4), on observe que les concentrations de DOC sont plus élevées durant la saison de croissance, en conformité avec les observations faites à Hubbard Brook (McDowell and Likens, 1988) et dans d'autres forêts des régions tempérées (Michalzik *et al.*, 2001). Par ailleurs, comme le montre le tableau 4.5, ces concentrations sont statistiquement différentes entre la saison de croissance et de dormance (Mann-Whitney; $\alpha = 0.05$) pour tous les compartiments sauf pour les horizons minéraux et les précipitations incidentes. Des différences statistiques sont aussi observées pour le DON. Les concentrations de DON sont plus élevées durant la saison de croissance pour les précipitations incidentes et le pluviolessivat. Dans les horizons de sol et le ruisseau, les concentrations de DON les plus élevées sont observées durant la saison de dormance (Tableau 4.4).

Tableau 4.5. Comparaison des concentrations de DOC et des formes de N dissous dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine entre la saison de croissance et de dormance

| Compartiments biogéochimiques | DOC TDN DIN NO ₃ NH ₄ DON | | | | | |
|--|---|----|----|----|----|----|
| | 1 ^{er} juin 2001 au 31 mai 2002 | | | | | |
| Précipitations incidentes | | | | | | |
| Pluviolessivat | ** | ** | | | | ** |
| Horizons organiques | ** | * | * | | | |
| Horizons minéraux | | | | | | |
| Ruisseau | ** | | | ** | ** | |
| 1 ^{er} juin 2002 au 31 mai 2003 | | | | | | |
| Précipitations incidentes | | | | | | |
| Pluviolessivat | | ** | ** | | | |
| Horizons organiques | ** | | | | | ** |
| Horizons minéraux | | | | | | ** |
| Ruisseau | ** | ** | ** | ** | ** | * |

Les résultats du test Mann-Whitney indiquent une différence significative à * 90% et ** 95%.

Une des raisons qui explique l'absence d'une différence saisonnière statistique dans les horizons organiques est associée au fait que les concentrations de DOC et DON mesurées durant les deux années d'échantillonnage présentent une différence inter-annuelle significative (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) (Tableau 4.6). Cette variabilité inter-annuelle diminuerait l'observation de la saisonnalité des concentrations de DOC. Le synchronisme de la chute des feuilles et des précipitations peut également influencer les concentrations de C et N dissous

retrouvées dans les horizons organiques (Qualls *et al.*, 1991; Kalbitz *et al.*, 2000). En effet, si les feuilles tombent plus tôt durant l'automne ou si les températures sont plus élevées que la normale, la litière sera décomposée plus rapidement, étant donné les conditions climatiques favorables, ce qui limitera le lessivage des composés organiques (DOC et DON) qui pourrait être fait durant la saison de dormance.

Au tableau 4.4, les concentrations moyennes de DIN sont plus élevées que les concentrations moyennes de TDN dans les précipitations incidentes et le pluviolessivat durant la saison de dormance. La forte proportion de DIN dans le TDN pour certains échantillons explique cette anomalie. En effet, à plusieurs occasions, le DIN représente la presque totalité de N total, et ainsi, lors de l'estimation de la moyenne arithmétique, on obtient des valeurs plus élevées que le N dissous total.

Tableau 4.6. Comparaison inter-annuelle (2001-02 vs 2002-03) des concentrations de DOC et des formes de N dissous selon la saison de croissance et de dormance

| | | DOC | TDN | DIN | NO ₃ | NH ₄ | DON |
|---------------------------|------------|-----|-----|-----|-----------------|-----------------|-----|
| Précipitations incidentes | Croissance | | | | | | |
| | Dormance | | | | | | |
| Pluviolessivat | Croissance | ** | ** | | | | ** |
| | Dormance | | ** | * | | | |
| Horizons organiques | Croissance | ** | * | * | | | |
| | Dormance | ** | | | | | ** |
| Horizons minéraux | Croissance | | | | | | |
| | Dormance | | | | ** | | ** |
| Ruisseau | Croissance | ** | | | ** | ** | |
| | Dormance | ** | ** | ** | ** | ** | * |

Les résultats du test Mann-Whitney indiquent une différence significative à * 90% et ** 95%.

L'ensemble des résultats qui viennent d'être présentés soulèvent une question : Est-ce que le bassin versant de l'Hermine est saturé en N? Si on considère l'absence de saisonnalité des flux de NO₃ comme étant symptomatique d'une saturation en N d'un milieu forestier (Arheimer *et al.*, 1996; McHale *et al.*, 2000; Chapman *et al.*, 2001) il est possible d'avancer que le bassin versant de l'Hermine est saturé en N. De plus, la dominance de NO₃ dans la spéciation de N qui est observée dans l'Hermine est une caractéristique des milieux saturés en N (Mitchell, 2001; Bechtold *et al.*, 2003). Toutefois, les concentrations de NO₃ observées dans l'Hermine semblent trop faibles dans le ruisseau (par rapport à ce qui est observé

dans Goodale *et al.* (2000)) pour qualifier le bassin versant de l'Hermine comme saturé en N. De plus, l'évolution des concentrations de NO_3 dans le ruisseau au cours des dix dernières années ne montre pas d'augmentation importante des valeurs moyennes et une tendance saisonnière est observable. Le rôle confondant des processus hydrologiques (Bechtold *et al.*, 2003) pourrait expliquer la faible saisonnalité observée malgré la différence statistique des concentrations de NO_3 selon la saison (Arthur and Fahey, 1993; Mulholland and Hill, 1997). En effet, comme le NO_3 est un ion très mobile, l'écoulement de l'eau dans les compartiments biogéochimiques lessivera facilement le NO_3 dans le sol pour l'acheminer vers le ruisseau. Comme les précipitations sous forme liquide sont plus abondantes durant la saison de croissance, même si les concentrations sont plus faibles, une quantité élevée de NO_3 se retrouve dans le ruisseau et les flux saisonniers seront semblables. Ainsi, la variabilité de l'activité biologique selon les saisons aurait une influence sur les concentrations de NO_3 mais le rôle de l'hydrologie du bassin versant masquerait en partie l'observation de la saisonnalité de NO_3 . De plus, la proportion dominante de DON dans les horizons organiques confirmerait que le bassin versant n'est pas saturé en N selon Michalzik and Matzner (1999) et Currie *et al.* (1996). De plus, il a été montré que le lessivage en NO_3 tend à augmenter avec l'âge du peuplement (Johnson, 1992; Hill, 1996; Bélanger *et al.*, *in press*) et donc les peuplements de l'Hermine (âgés de 80 à 160 ans) présenteraient normalement une plus grande quantité de NO_3 .

4.2.2. Comparaison entre les compartiments avant la sénescence et après la sénescence à l'échelle événementielle

L'échantillonnage des compartiments biogéochimiques à l'échelle événementielle vise à comprendre le comportement du DOC et des formes de N dissous suite à un événement hydrologique (précipitation). Ainsi, il est possible d'évaluer le rôle des conditions environnementales sur les concentrations de C et N dissous, comme la présence/absence de la canopée (Michalzik *et al.*, 2001). Lors de la sénescence, on observe un changement de la source des composés chimiques, alors qu'il y a accumulation de feuilles au sol (Qualls *et al.*, 1991; Michalzik *et al.*, 2001). Ainsi, l'eau des précipitations lessivera la litière dans les horizons organiques plutôt que dans l'appareil aérien des arbres. Dans la présente section, l'analyse à l'échelle

événementielle permettra d'identifier le rôle de la canopée dans les cycles biogéochimique du C et des formes de N dissous et de mieux comprendre comment les éléments chimiques se retrouvent dans un compartiment ou un autre selon les conditions du milieu.

Pour tous les compartiments, aucune différence statistique n'a été observée quant aux concentrations moyennes de DOC mesurées à l'échelle événementielle avant et après la sénescence des feuilles (Tableau 4.7). On note une légère augmentation des concentrations en DOC après la chute des feuilles dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat et les horizons de sol. Quant au ruisseau, une diminution des concentrations de DOC est observée suivant la chute des feuilles. L'augmentation non significative des concentrations de DOC mesurée dans le pluviolessivat est étonnante. En effet, le résultat attendu est une diminution des concentrations. Avant la sénescence des feuilles, ces dernières sont une source importante de DOC dans le pluviolessivat. Après la chute des feuilles, la canopée est dorénavant inexistante (ou réduite) ce qui a pour effet de diminuer la contribution en DOC dans l'eau qui traverse l'appareil aérien des arbres (Kalbitz *et al.*, 2000). Nos résultats suggèrent ainsi que les branches constituent également une source de matière organique pour les solutions qui traversent ce compartiment. De plus, comme on peut l'observer avec les flux de DOC (Tableau 4.7) les quantités de DOC sont légèrement plus petites après la sénescence des feuilles dans le pluviolessivat.

Tableau 4.7. Flux moyen et concentration moyenne et écart-type de carbone organique dissous (DOC) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine avant et après la sénescence des feuilles

| | FLUX | | DOC (umol/L) | | | |
|---------------------------|-----------|-------|--------------|--------------|---------|------------|
| | Mol/ha/an | | AVANT | | APRÈS | |
| | avant | après | 3 événements | 2 événements | Moyenne | Écart-type |
| | | | moyenne | écart-type | | |
| Précipitations incidentes | 380 | 348 | 275 | 5 | 284 | 9 |
| Pluviolessivat | 374 | 370 | 366 | 296 | 400 | 495 |
| Horizons organiques | 2 005 | 2 415 | 2 096 | 1 008 | 2 478 | 1 802 |
| Horizons minéraux | 129 | 99 | 191 | 25 | 195 | 35 |
| Ruisseau | 247 | 173 | 354 | 150 | 323 | 103 |

Les résultats du test Mann-Whitney indiquent une différence significative à * 90% et ** 95%.

L'augmentation des flux et des concentrations de DOC observée dans les horizons organiques (tableau 4.7), même si elle n'est pas statistiquement significative, est fidèle à ce qui a été observé dans d'autres forêts, puisque la litière fraîche est une source de C et de N organique rapidement solubles (Qualls, 2000) et facilement décomposables (Campbell *et al.*, 2000; Michalzik *et al.*, 2001).

Dans les précipitations incidentes, les concentrations de DON sont très faibles, alors que le NO_3 et le NH_4 sont présents en concentrations élevées. Pour les trois formes de N dissous, c'est une diminution des concentrations dans les précipitations (Tableau 4.8) qui est observée après la sénescence mais seulement celle de NO_3 est statistiquement significative (Mann-Whitney; $\alpha = 0,10$). Les faibles concentrations de DON ne concordent pas avec les résultats obtenus dans d'autres études (Scudlark *et al.*, 1998; Campbell *et al.*, 2000). Tel que décrit par Scudlark *et al.* (1998) et Legrand (communication personnelle), tout au long de l'échantillonnage, il est possible que l'absorption de N par le matériel plastique du collecteur soit responsable de pertes en DON dans les précipitations incidentes et contribue ainsi à une certaine variabilité temporelle des concentrations mesurées. Cette perte en N serait observable à l'échelle annuelle et contribue à la variabilité temporelle des concentrations de N dissous mesurées.

Tableau 4.8. Concentration moyenne des formes d'azote dissous et écart-type (entre parenthèses) dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine avant et après la sénescence des feuilles

| | NO ₃ | | NH ₄ | | DON | |
|---------------------------|------------------|---------------|-----------------|-------------|-------------|--------------|
| | -----umol/L----- | | | | | |
| | Avant | Après | Avant | Après | Avant | Après |
| Précipitations incidentes | 33,1 (1,7) | 23,4 (0,1)* | 37,4 (7,1) | 27,7 (1,8) | 0,5 (0,6) | 0,0 (0,0) |
| Pluviolessivat | 32,8 (6,7) | 43,6 (10,8)** | 27,0 (9,9) | 30,5 (16,4) | 12,5 (12,5) | 4,1 (6,2)** |
| Horizons organiques | 27,2 (30,6) | 40,1 (68,4) | 22,9 (32,6) | 26,7 (29,8) | 64,1 (25,5) | 76,5 (23,9) |
| Horizons minéraux | 5,2 (7,8) | 11,2 (13,7) | 3,5 (3,9) | 10,4 (12,6) | 12,8 (5,5) | 9,6 (5,0) |
| Ruisseau | 10,4 (6,3) | 15,9 (7,4)** | 1,4 (1,4) | 1,5 (3,4) | 18,3 (6,1) | 11,1 (3,7)** |

Les résultats du test Mann-Whitney indiquent une différence significative à * 90% et ** 95%.

Dans le pluvioléssivat, on observe une diminution significative (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) des concentrations de DON alors que les concentrations de NO_3 augmentent de manière significative (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$). La présence ou l'absence des feuilles dans la canopée permet d'expliquer ce comportement. En effet, la contribution organique des feuilles disparaît avec leur chute, d'où la diminution de DON. La chute des feuilles permet aussi d'expliquer que les concentrations de NO_3 soient plus élevées étant donné l'absence de prise en charge par la canopée. Quant au comportement de NH_4 , sa forte variabilité, expliquée par la sensibilité aux conditions hydrologiques, l'assimilation biologique et à la réactivité (nitrification) de NH_4 en milieu forestier (Shepard *et al.*, 1990), ne permet pas d'observer de tendance à cette échelle.

Une augmentation non statistiquement significative (Mann-Whitney; $\alpha = 0,10$) des concentrations de NO_3 , NH_4 et DON est remarquée dans les horizons organiques et s'explique par l'accumulation de litière fraîche au sol (Currie *et al.*, 1996; Michalzik and Matzner, 1999). Le même comportement est constaté dans les horizons minéraux pour N inorganique alors que les concentrations de DON semblent plutôt diminuer. Tout comme dans les horizons organiques, les différences observées ne sont pas statistiquement significatives. L'augmentation des concentrations de NO_3 est en partie inattendue dans les solutions de sol puisque d'autres études ont montré que l'arrivée de nouvelles matières organiques au sol a pour effet de diminuer les concentrations de NO_3 suite à la stimulation de la biomasse et donc à l'augmentation de la prise en charge de nutriments par celle-ci (Buffam *et al.*, 2001). Toutefois, comme l'activité biologique est amplifiée, il est aussi possible que l'augmentation des concentrations soit le résultat du bilan net entre la prise en charge et la production de N par la biomasse. De plus, il faut considérer la possibilité d'un ralentissement de l'activité biologique dans l'Hermine à l'automne, malgré ce qui est observé dans d'autres études. Ce ralentissement entraînerait une augmentation de la quantité de NO_3 disponible dans les solutions de sol. Les concentrations de NO_3 mesurées dans le ruisseau augmentent significativement (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) après la chute des feuilles alors que les concentrations de DON diminuent (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$).

En ce qui concerne la spéciation de TDN (Figure 4.9), on observe peu de changements dans les précipitations incidentes, sauf l'absence de DON après la chute

des feuilles. Dans le pluviolessivat, la diminution attendue de la proportion de DON est en accord avec le comportement des concentrations.

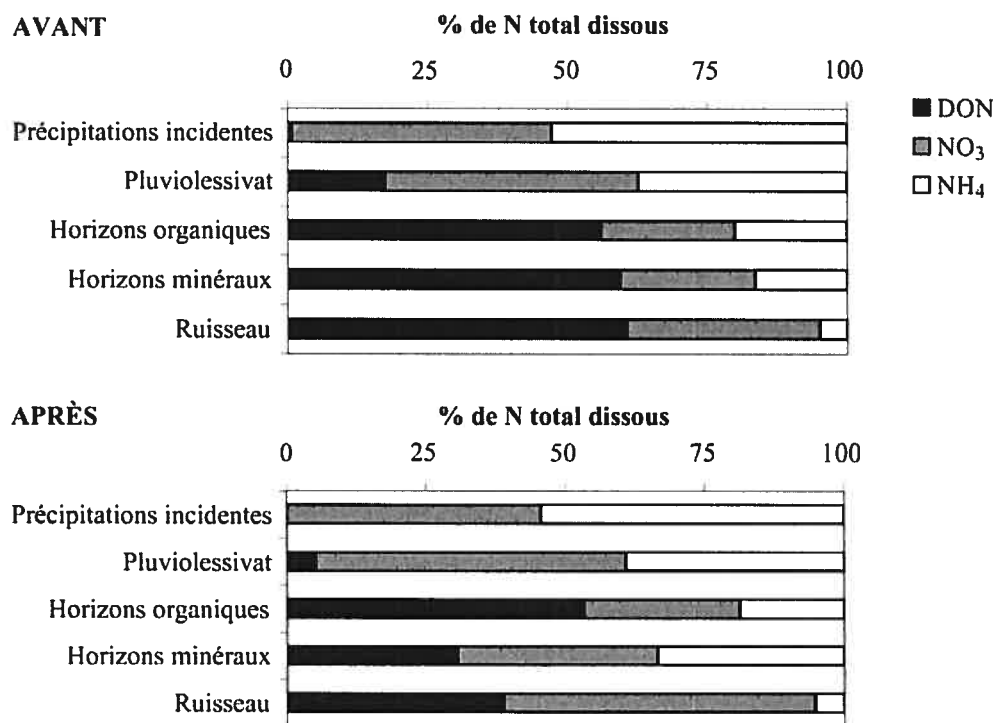


Figure 4.9. Spéciation moyenne de N dissous total dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine avant et après la sénescence des feuilles à l'échelle événementielle.

Dans les horizons organiques, le DON constitue la composante majeure même si une petite diminution relative est observée après la chute des feuilles. Le NO₃ comble cette diminution après la sénescence alors que la proportion de NH₄ est constante. Les horizons minéraux présentent un changement marqué quant à la forme dominante avant et après la sénescence. Alors que le N organique est en plus grande proportion avant la sénescence, c'est le N inorganique qui domine après la chute des feuilles. Étant donné que DOM est principalement constituée de formes anioniques, il est possible que le DON soit préférentiellement adsorbé dans les horizons minéraux (Qualls and Haines, 1992; Kaiser *et al.*, 1996). De plus, la grande mobilité de NO₃ (Gundersen, 1995; Currie *et al.*, 1996) résultant de sa faible réactivité avec les particules du sol et l'apport important de la litière explique que même si le NO₃ est chargé négativement, une grande quantité se retrouve dans la

solution de sol. Pour ce qui est des proportions observées dans le ruisseau, il semble que la chute des feuilles n'ait pas d'impact direct sur la spéciation de N.

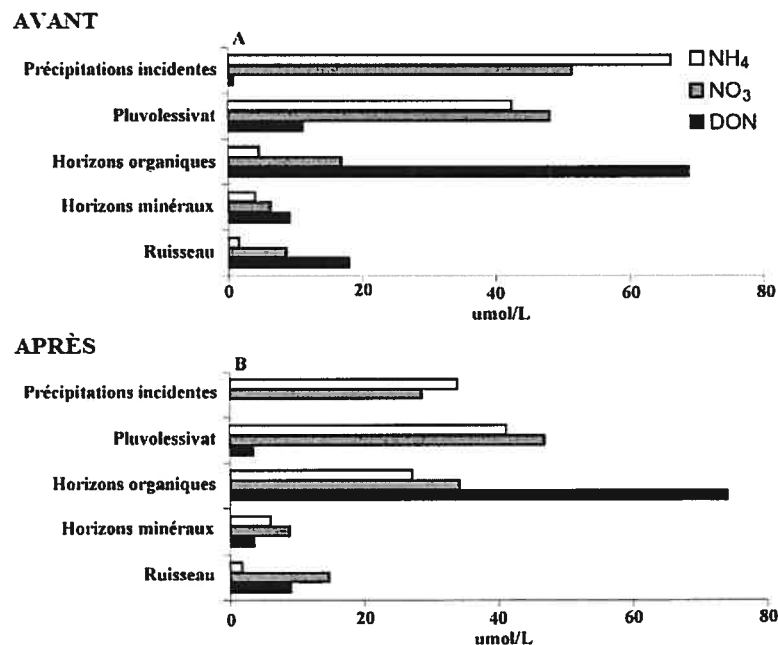


Figure 4.10. Concentration moyenne des formes de N dissous sur une base événementielle a) 16 septembre 2000 et b) 12 novembre 2000, i.e. avant et après la chute des feuilles.

La figure 4.10 montre que la chute des feuilles est un moment important dans la biogéochimie du bassin versant à l'échelle événementielle. En effet, la nouvelle matière organique apportée au sol est ainsi disponible pour la décomposition et contribue de manière importante aux quantités de C et de N dissous qui se retrouveront dans les compartiments biogéochimiques. L'absence de la canopée diminue la concentration de DON mesurée dans le pluiolessivat alors que les concentrations de NO₃ et NH₄ sont semblables. Comme les concentrations de DIN étaient plus élevées dans les précipitations incidentes avant la chute des feuilles, on peut conclure que la prise en charge dans l'appareil aérien est très faible après la chute des feuilles puisque les concentrations dans les précipitations incidentes et le pluiolessivat sont semblables. Les concentrations élevées de DON dans les horizons organiques après la chute des feuilles sont expliquées par la décomposition de nouvelle matière organique au sol (Qualls *et al.*, 1991). Toujours dans les horizons organiques, l'augmentation des concentrations de DIN résulte de

l'accélération de l'activité biologique, qui produit davantage de NO_3 et NH_4 lors des processus biologiques. Dans les horizons minéraux et le ruisseau, les concentrations sont semblables même si une diminution relative de N organique est observée après la sénescence, résultant de l'intrant réduit des autres compartiments et de la reprise de l'activité biologique.

Ainsi, la variabilité saisonnière et son effet sur l'activité biologique et par conséquent sur les concentrations de C et N dissous sont observables à l'échelle événementielle. Or, il est juste de dire que la chute des feuilles a un rôle majeur quant à la chimie des compartiments biogéochimiques. Tel que décrit par McClain *et al.* 2003, il s'agirait d'un « moment clé » dans le cycle biogéochimique du C et du N dissous puisque des modifications occasionnées par la chute des feuilles sont observables dans les compartiments biogéochimiques. Suite aux résultats obtenus, il serait intéressant d'évaluer le rôle de la sénescence à moyen terme (échelle saisonnière) afin de vérifier la possibilité que la réponse chimique soit décalée dans le temps.

4.3. SYNTHÈSE DU CHAPITRE

Essentiellement, les concentrations et les flux de DOC et DON ont un comportement semblable dans les compartiments biogéochimiques de l'Hermine. En effet, il y a augmentation des concentrations et flux à mesure que l'eau traverse la canopée et les horizons organiques, suivie d'une diminution importante dans les horizons minéraux et le ruisseau. Quant aux formes inorganiques de N, on note une diminution plutôt constante des concentrations et flux d'un compartiment à l'autre, à l'exception de NO_3 qui augmente dans le pluviolessivat.

Les concentrations de DOC et DON sont statistiquement plus élevées en haut de pente dans les horizons organiques alors que les maxima de DOC, NO_3 et NH_4 sont mesurés dans les horizons minéraux de bas de pente.

Il faut aussi préciser que les flux sont fortement influencés par l'activité biologique (résultant de la saisonnalité) et que les plus grandes quantités de DOC, DON et NH_4 sont mesurées durant la saison de croissance. Au contraire, les quantités maximales de NO_3 sont observées durant la saison de dormance. Toutefois, le ruisseau transporte la majorité des composés de DOC et des formes de N dissous durant la saison de dormance étant donné le rôle majeur des flux d'eau.

Malgré l'absence de relation statistique, la sénescence des feuilles semble avoir un effet sur les concentrations de C et N dissous dans l'Hermine. Cette observation est surtout vraie pour les formes de N dissous qui vont augmenter dans les horizons de sol suite à la chute des feuilles.

Ainsi, les résultats obtenus pour répondre à l'objectif 1 dans le bassin versant de l'Hermine permettent d'apporter de nouvelles connaissances en biogéochimie. Entre autres, nous avons caractérisé la variabilité spatiale et temporelle du DON qui était faiblement étudié dans la littérature. De plus, nous avons ajouté aux connaissances actuelles des informations nouvelles quant au lien entre le DOC et le DON dans les compartiments biogéochimiques à l'échelle annuelle, saisonnière et événementielle.

Grâce à nos résultats, nous avons pu établir que malgré l'information publiée dans la littérature, les indices de la saturation de N ne s'appliquaient pas à l'Hermine, puisque nous avons tiré la conclusion que ce petit bassin versant n'était pas saturé en N. De plus, nous avons établi l'importance de la chute des feuilles sur les cycles biogéochimiques du C et du N dans un bassin versant forestier.

Notre étude a aussi permis de déterminer que malgré certaines ressemblances de la variabilité spatiale et temporelle du DOC et des formes de N dissous dans les bassins versants forestiers, le comportement dans le bassin versant de l'Hermine montre certaines particularités. Il est donc important de faire une caractérisation détaillée du comportement de C et N dissous lors de l'étude biogéochimique des processus interagissant dans les milieux forestiers.

Chapitre 5. Rôle des conditions antécédentes d'humidité du sol sur les flux de carbone et des formes d'azote dissous dans le cours d'eau à l'échelle événementielle dans l'Hermine

L'intérêt porté à l'étude du ruisseau sur une base événementielle réside dans le besoin de comprendre la relation qui existe entre les concentrations de carbone (C) et des formes d'azote (N) dissous et le débit du ruisseau. Selon Buffam *et al.* (2001), l'interpolation linéaire des données recueillies sur le terrain à différents intervalles n'est pas représentative de l'évolution temporelle des solutions. L'échantillonnage d'événements hydrologiques à des échelles plus petites s'avère donc la solution appropriée afin de comprendre le comportement hydrochimique fin du ruisseau (Arheimer *et al.*, 1996; Evans and Davies, 1998; Michalzik and Matzner, 1999).

Ce chapitre traite du rôle des conditions antécédentes d'humidité du sol puisqu'il a été montré que le taux d'humidité du sol avant un événement hydrologique avait une influence importante sur la réponse hydrochimique du ruisseau (Biron *et al.*, 1999). Le taux de saturation en eau du bassin versant agit sur les processus hydrologiques (Dosskey and Bertsch, 1997; Hope *et al.*, 1997b) en plus d'influencer les processus biogéochimiques qui surviennent dans les sols et qui sont responsables de la mise en solution des divers composés de C et N (Prechtel *et al.*, 2000; Asner *et al.*, 2001).

Le tableau 5.1 présente l'ensemble des conditions antécédentes d'humidité des huit événements hydrologiques étudiés. En plus de préciser la température de l'air et du sol avant le début de la précipitation, il contient aussi le taux d'humidité du sol. Malheureusement, des contraintes techniques ont empêché la mesure du pourcentage d'humidité du sol avant certains événements. En conséquence, nous avons recours aux hauteurs moyennes de nappe phréatique afin de déterminer le niveau de saturation en eau du bassin versant.

En général, les conditions antécédentes humides sont représentées par des niveaux de nappe phréatique plus hauts que durant les conditions antécédentes sèches. L'événement du mois de novembre 2002 fait exception puisqu'il présente un niveau de nappe phréatique semblable à celui des conditions sèches, alors que le sol retenait une forte quantité d'eau.

Tableau 5.1. Conditions du bassin versant avant les événements hydrologiques échantillonnés durant les années 2000, 2001 et 2002

| Événements | Température | | Humidité du sol | Profondeur nappe phréatique | Précipitations | | Débit moyen | | Conditions antécédentes | Saison |
|----------------------|-------------|------|--------------------|-----------------------------------|----------------|------|-------------|------|----------------------------|-----------|
| | Air | Sol | | | 24h* | 7d** | 24h□ | 7d□□ | | |
| | °C | | % | cm | mm | | L/sec | | | |
| 1. 14 septembre 2000 | 15,7 | 11,9 | | -95,0 | 0,8 | 36 | 0 | 0 | Sèche | été |
| 2. 24 septembre 2001 | 15,6 | 13,5 | | -91,6 | 4,0 | 127 | 0 | 0 | Sèche | automne |
| 3. 16 octobre 2002 | 6,4 | 8,3 | 22,2 | -93,7 | 0 | 15 | 0 | 0 | Sèche | automne |
| 4. 19 octobre 2002 | 6,4 | 8,3 | 22,2 | -93,7 | 6,0 | 45 | 0,01 | 0,05 | Sèche | automne |
| 5. 23 octobre 2001 | 5,6 | 8,6 | | -78,6 | 0,6 | 19 | 0,2 | 0,2 | Humide | automne |
| 6. 25 novembre 2001 | 10,0 | 5,3 | | -59,4 | 0 | 8 | 0,7 | 0,7 | Humide | automne |
| 7. 3 novembre 2002 | 4,2 | 4,6 | 35,4 | -93,7 | 0 | 2 | 0,07 | 0,14 | Humide | automne |
| 8. 12 avril 2001 | 8,3 | -1,8 | | -77,0 | 0 | 9 | 2,6 | 0,6 | Humide | printemps |

* Précipitations totales durant les 24 heures avant le début de l'événement

** Précipitations totales durant les 7 jours avant le début de l'événement

□ Débit moyen durant les 24 heures avant le début de l'événement

□□ Débit moyen durant les 7 jours avant le début de l'événement

Le débit précédant les précipitations est aussi un bon indicateur des conditions d'humidité du milieu. En effet, durant la période estivale, l'Hermine présente une période d'étiage prolongée où le cours d'eau est souvent à sec. Les événements de septembre 2000, septembre 2001 et octobre 2002 font suite à cette période au cours de laquelle le cours d'eau est à sec. En outre, malgré des précipitations importantes précédant l'événement de septembre 2001, le ruisseau est demeuré sec. C'est l'activité biologique et l'évapotranspiration qui expliquent ce phénomène, puisque suite à une période de sécheresse, les arbres, plantes et micro-organismes prélèveront rapidement l'eau de pluie, en plus de la rétention dans les sols, limitant ainsi la quantité d'eau qui se rend au ruisseau.

5.1. TYPOLOGIE DES ÉVÉNEMENTS

Quatre événements font suite à des conditions antécédentes sèches (septembre 2000, septembre 2001, 16 octobre 2002 et 19 octobre 2002). Par ailleurs, un des quatre événements correspondant à des conditions antécédentes humides (avril 2001, octobre 2001, novembre 2001 et novembre 2003), représente la fonte de la neige du printemps (avril 2001). La présentation des événements se fera comme suit : le premier événement de la série (ordre chronologique) pour chacune des deux

conditions d'humidité du sol sera décrit en entier. Pour les autres événements, seuls les éléments nouveaux seront présentés.

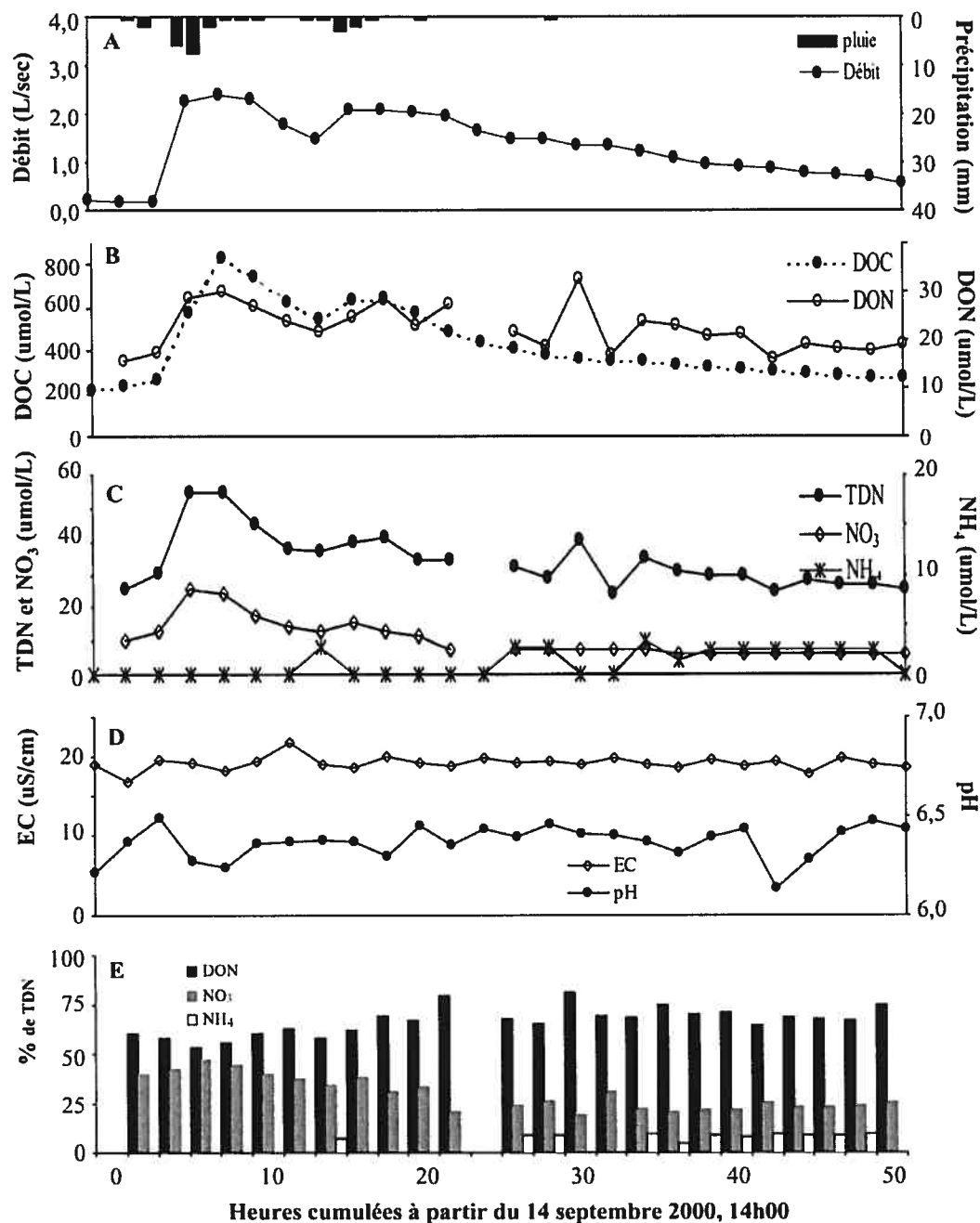


Figure 5.1. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 1 sous condition sèche, débutant le 14 septembre 2000 à 14h00.

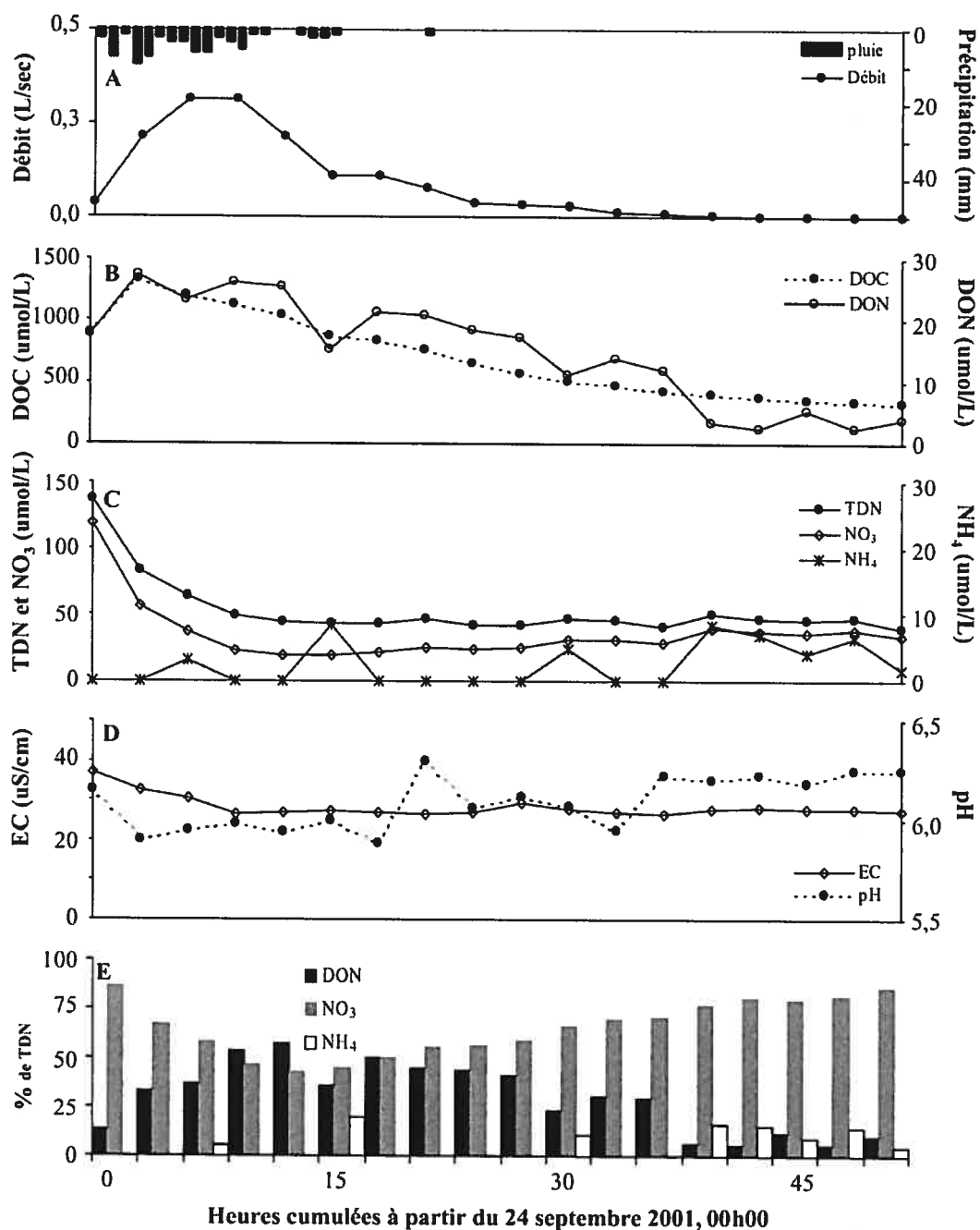


Figure 5.2. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO₃) et d'ammonium (NH₄), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 2 sous condition sèche, débutant le 24 septembre 2001 à 00h00.

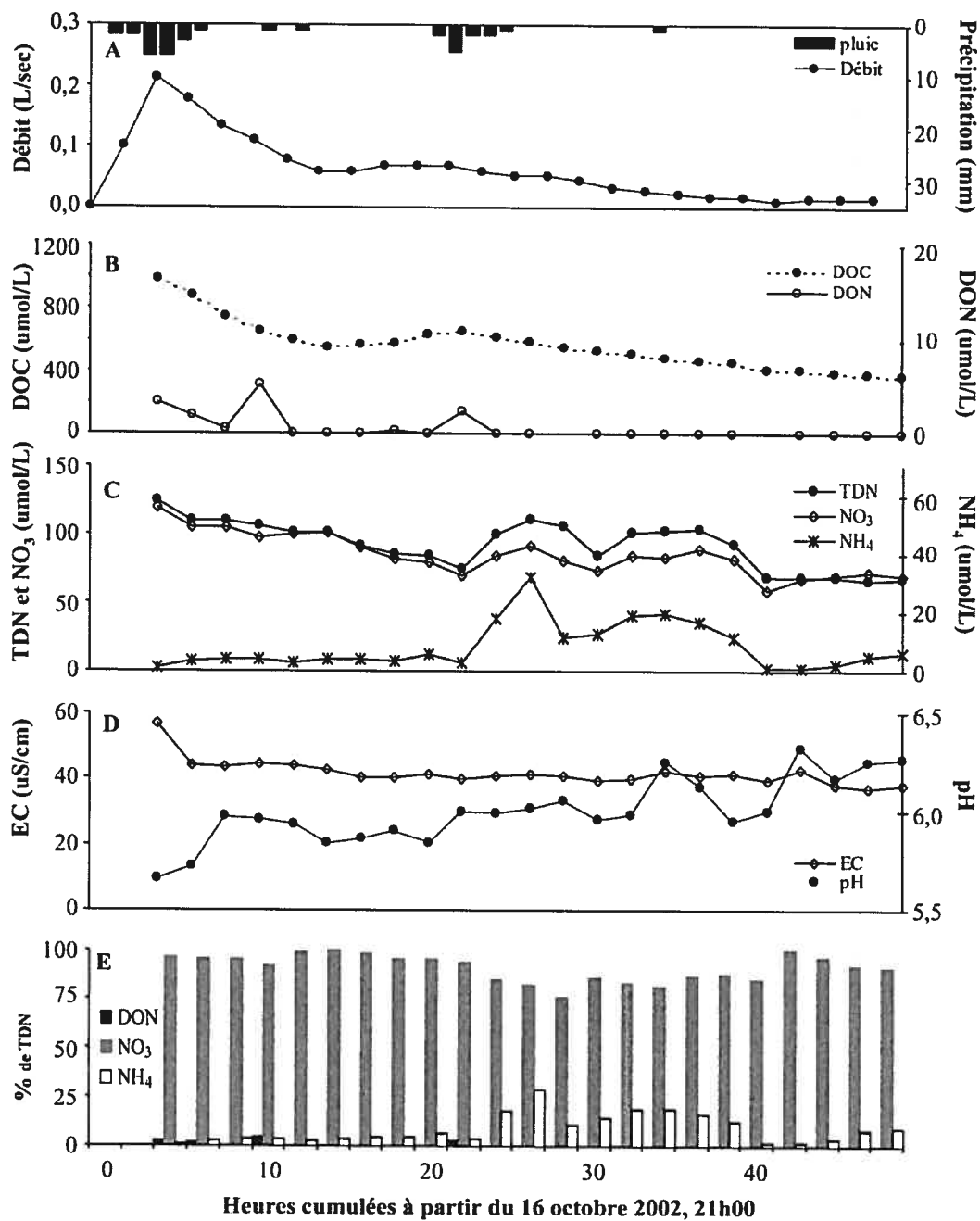


Figure 5.3. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO₃) et d'ammonium (NH₄), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 3 sous condition sèche, débutant le 16 octobre 2002 à 21h00.

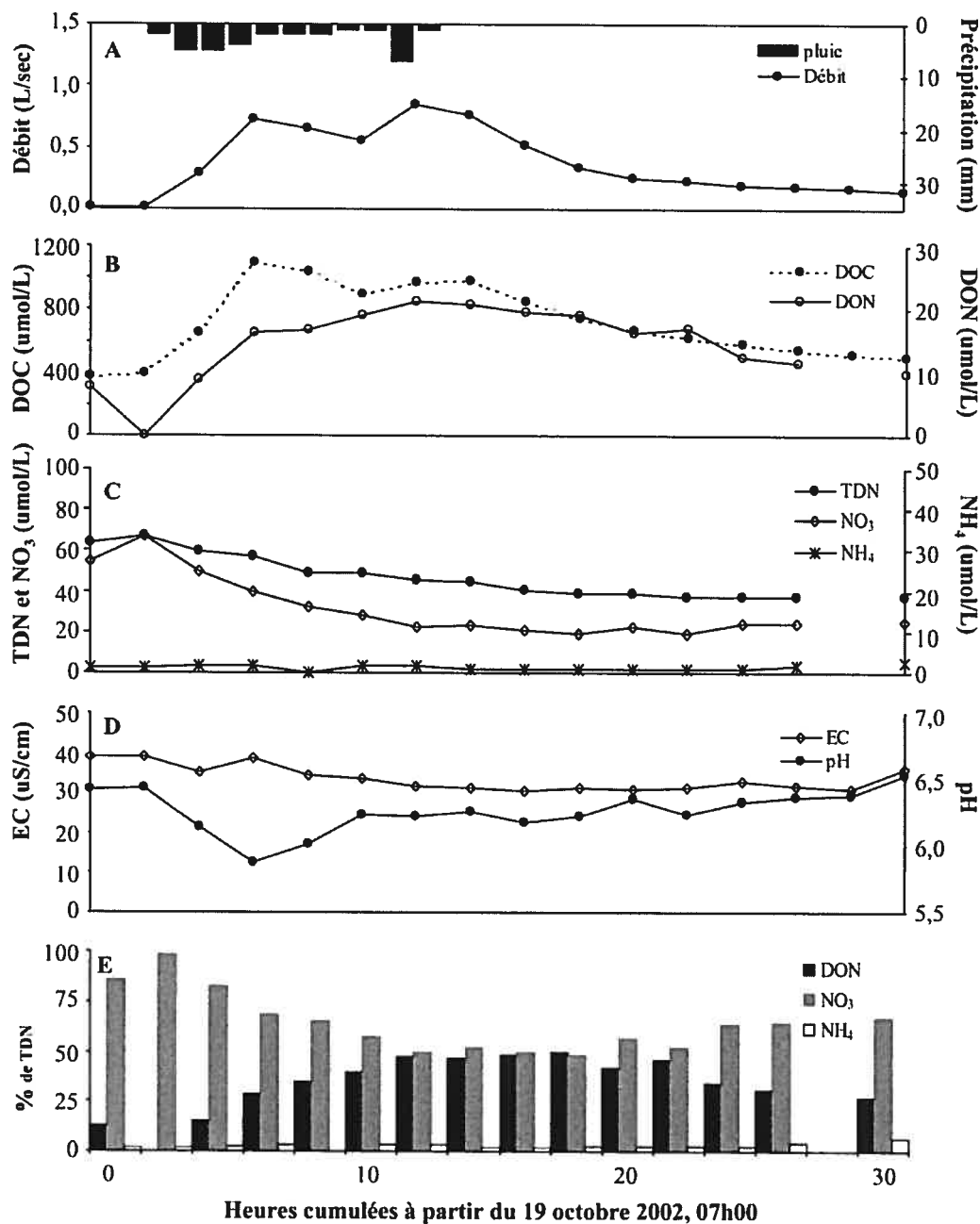


Figure 5.4. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 4 sous condition sèche, débutant le 19 octobre 2002 à 07h00.

5.1.1. Événements sous des conditions sèches

L'évolution hydrochimique de l'événement de septembre 2000 (événement 1) est présentée à la figure 5.1. La réponse du carbone organique dissous (DOC) est synchrone à l'évolution du débit dans le ruisseau. L'azote organique dissous (DON), quant à lui, a une réponse initiale semblable à celle du DOC mais son comportement devient plus variable lors de la phase de récession de l'hydrogramme. Comme dans la plupart des événements, l'ammonium (NH_4) est en concentration très faible et présente un comportement très instable. Des niveaux supérieurs de NH_4 sont mesurés principalement durant la récession du débit. Les concentrations de nitrate (NO_3) suivent bien les variations de débit. Les concentrations de N dissous total (TDN) semblent davantage contrôlées par le DON, qui en constitue la proportion majeure (Figure 5.1.e), que par les formes inorganiques de N. Le pH tout comme la conductivité électrique (EC) ne répondent pas aux variations de débit. Quant à la spéciation de N, la proportion relative de NO_3 tend à croître avec l'augmentation du débit alors que le comportement inverse est observé pour DON (Figure 5.1.e).

Pour l'événement de septembre 2001 (événement 2 ; Figure 5.2), l'atteinte des concentrations maximales de DOC, DON, TDN et NO_3 précède le maximum de débit. La EC montre un comportement semblable à celui de C et N alors que le pH, malgré une variabilité appréciable, tend à augmenter à mesure que le débit diminue. Quant à la spéciation de N dissous total, c'est le NO_3 qui constitue la proportion principale, proportion qui décroît lors des forts débits. L'hypothèse du caractère hydrophobe des matériaux des horizons de surface du sol permet d'expliquer la réponse hydrochimique très rapide de l'événement 2. En effet, la longue sécheresse précédant l'événement permet aux matériaux organiques de devenir hydrophobes, c'est-à-dire d'avoir la propriété de repousser l'eau (De Jonge *et al.*, 1999). La litière et la matière organique du sol créent alors une couche peu perméable. Ces conditions contribuent à l'écoulement rapide de l'eau de pluie vers le cours d'eau plutôt qu'à son infiltration dans les horizons sous-jacents. Les concentrations élevées observées durant cette hausse de débit s'expliquent par le lessivage des produits de décomposition accumulés dans les horizons organiques durant la période sèche. En effet, Kalbitz *et al.* (2000) précisent que le taux de décomposition de la matière organique est réduit durant une période de sécheresse, mais que le matériel décomposé s'accumule dans les sols étant donné l'absence de transport par l'eau et la

prise en charge réduite par la biomasse (McDowell and Wood, 1984; Christ and David, 1996). Ainsi, lors d'une pluie subséquente, on observe un lessivage très important des composés de C et N solubles (*flushing hypothesis*) vers le cours d'eau (Hope *et al.*, 1997b; Prechtel *et al.*, 2000; Buffam *et al.*, 2001).

L'événement débutant le 16 octobre 2002 (événement 3) est présenté à la figure 5.3. Les concentrations de DOC, TDN et NO_3 évoluent parallèlement au débit sauf durant la fin de la récession du débit alors que les formes de N varient indépendamment du débit. Les deux premiers échantillons de l'événement sont manquants dû à un mauvais fonctionnement de l'échantillonneur. Il n'est donc pas possible de dire si la concentration maximale est synchrone au maximum de débit (événement 1) ou si il précède le maximum de débit (événement 2). Les concentrations de DON répondent aux changements de débit, mais elles restent très faibles comparativement aux concentrations observées lors des événements 1 et 2. La EC varie simultanément à l'augmentation du débit. Cependant, le pH montre le comportement inverse alors qu'il augmente avec la diminution du débit. Contrairement à ce qui est observé lors des événements 1 et 2, c'est NH_4 qui est la seconde forme en importance relative de TDN dans le ruisseau malgré ses faibles concentrations. Sa concentration tend à augmenter (en proportion relative) à mesure que le débit diminue. Le caractère particulier de cet apport en NH_4 peut être expliqué par un processus biologique. Durant la période sèche, il y aurait accumulation de NH_4 dans le versant, aussi responsable des fortes concentrations de NO_3 observées dans le ruisseau durant cet événement. Même réduite, l'activité biologique aurait minéralisé une forte proportion de DON, ce qui explique sa faible contribution à la spéciation de TDN, son apparition sporadique dans le ruisseau et l'absence de tendance nette. De plus, l'événement 3 est celui qui présente les plus faibles débits. Durant cet événement, le NO_3 atteint des concentrations très élevées par rapport aux autres événements, semblables à ce qui est observé durant la fonte des neiges (événement 8 ; section 5.1.3.).

L'événement du 19 octobre 2002 (événement 4) est présenté à la figure 5.4. Au cours de l'événement, les concentrations de TDN et NO_3 diminuent légèrement lorsque le débit augmente. Les concentrations de DOC et DON répondent aux fluctuations du débit, principalement dans la deuxième ascension. Le pH diminue lors de la montée du débit alors qu'il se stabilise suite à l'événement. L'évolution

temporelle de la spéciation de N est semblable à celle observée lors de l'événement 2.

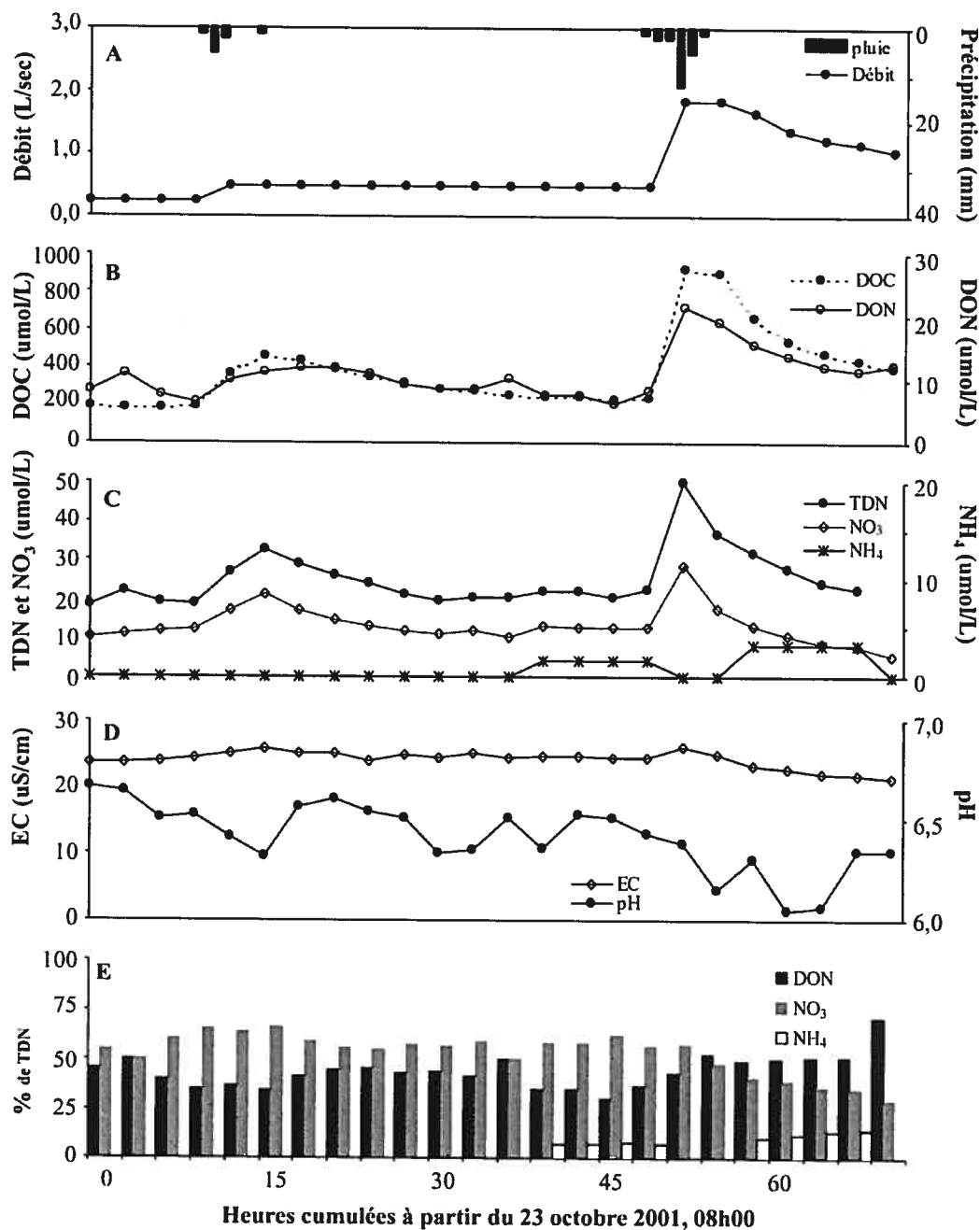


Figure 5.5. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO₃) et d'ammonium (NH₄), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 5 sous condition humide, débutant le 23 octobre 2001 à 08h00.

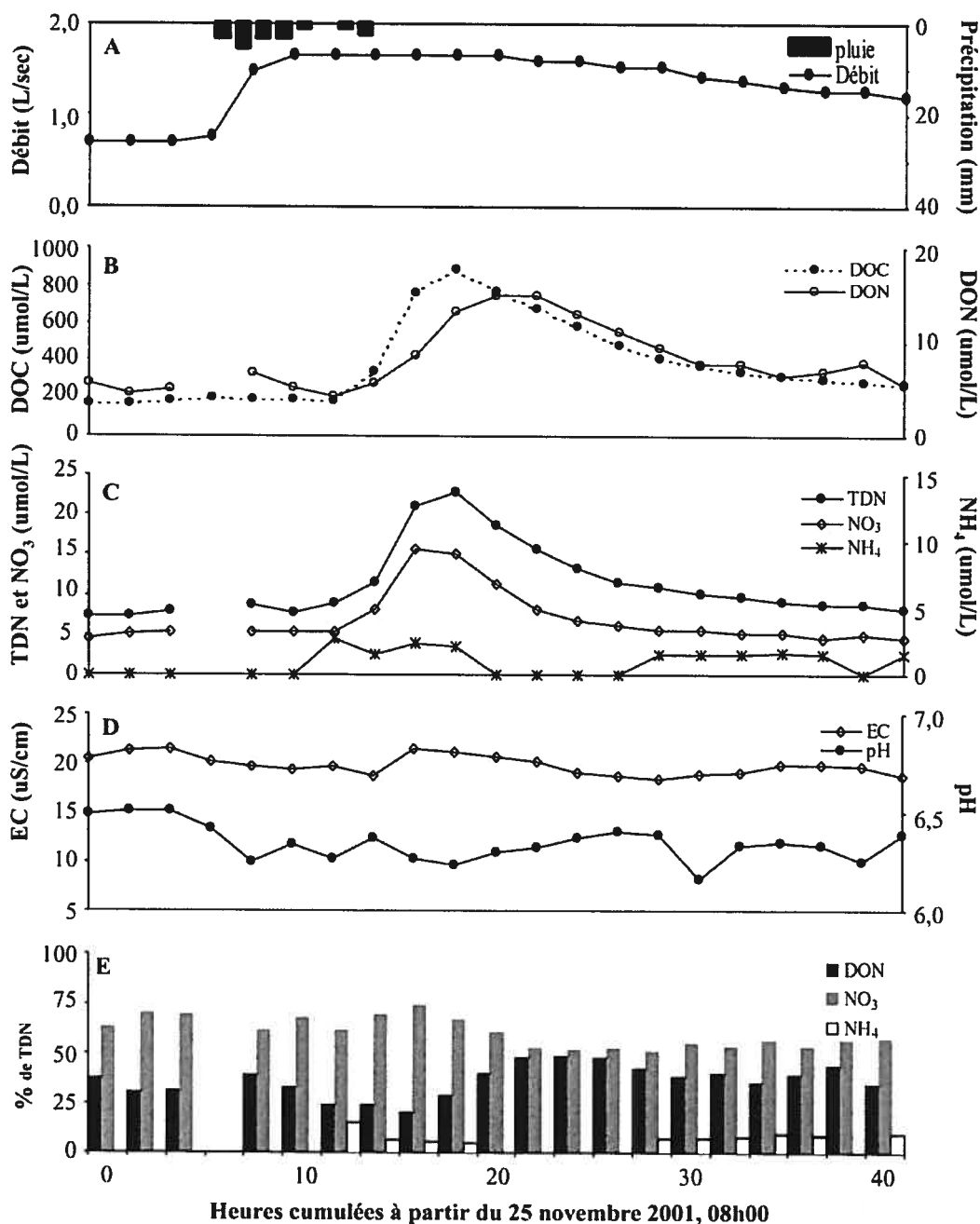


Figure 5.6. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 6 sous condition humide, débutant le 25 novembre 2001 à 08h00.

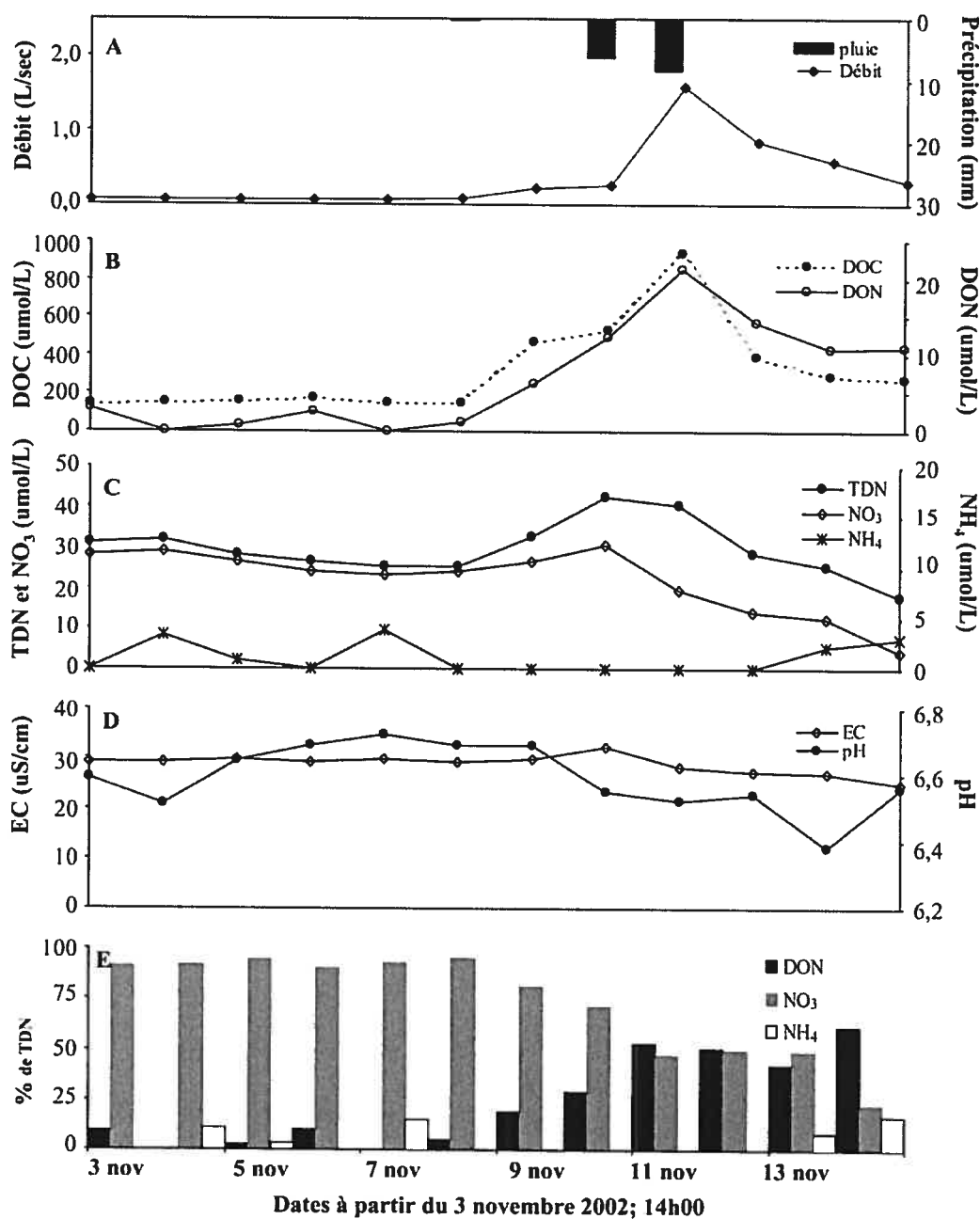


Figure 5.7. Évolution temporelle a) du débit et des précipitations, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO_3) et d'ammonium (NH_4), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 7 sous condition humide, débutant le 3 novembre 2002 à 14h00.

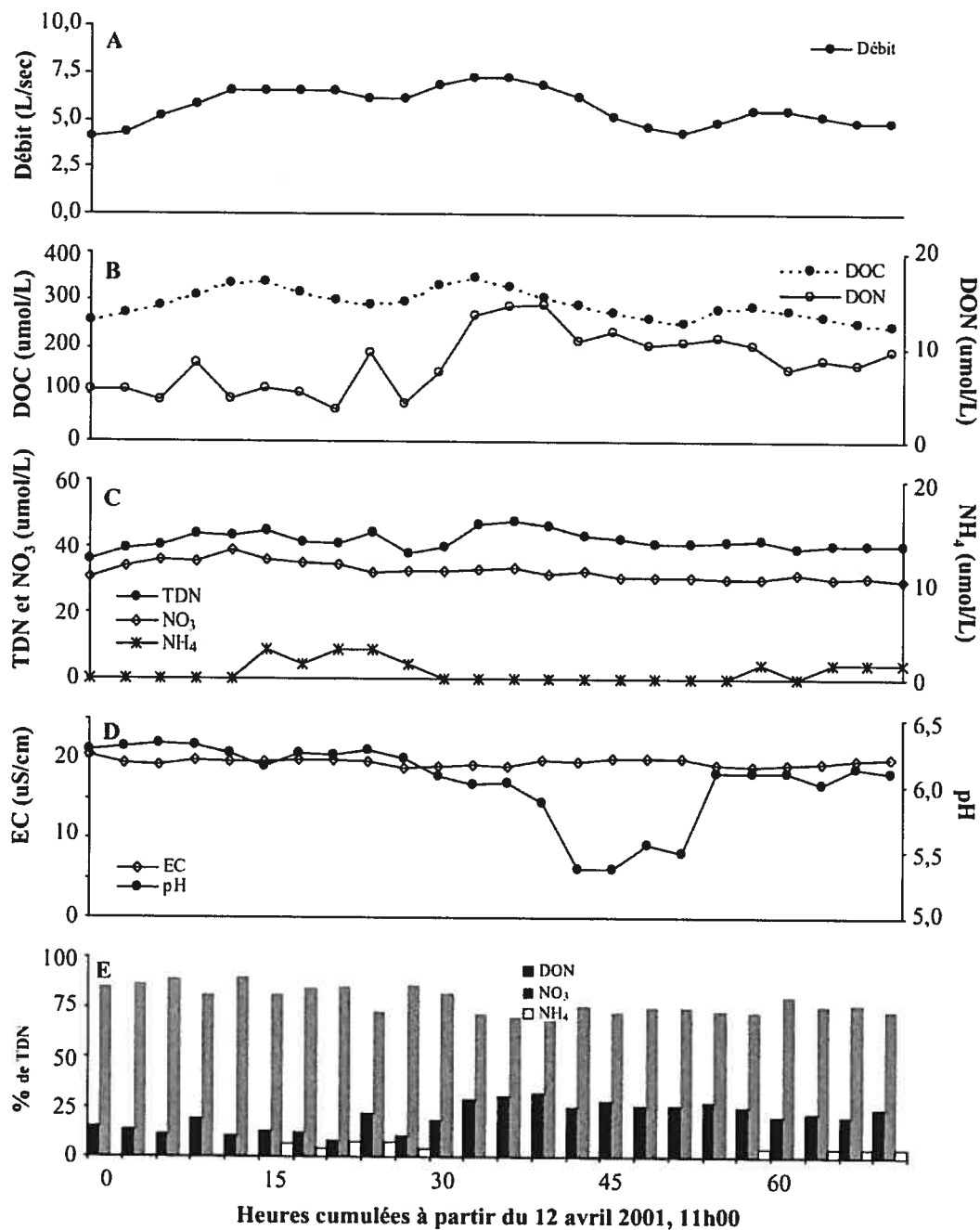


Figure 5.8. Évolution temporelle a) du débit, b) des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON), c) des concentrations d'azote dissous total (TDN), de nitrate (NO₃) et d'ammonium (NH₄), d) de la conductivité électrique (EC) et du pH et e) de la spéciation des formes d'azote dissous, durant l'événement hydrologique 8 sous condition humide, débutant le 12 avril 2001 à 11h00.

5.1.2. Événements sous des conditions humides

L'événement 5 (23 octobre 2001) est présenté à la figure 5.5. Cet événement est particulièrement intéressant puisqu'il est constitué de deux sous-événements. Le premier, de petite amplitude, montre une augmentation simultanée du débit et des concentrations de DOC, DON, NO_3 et TDN. Lors de la récession du débit et de l'écoulement de base avant l'événement subséquent, les concentrations sont en diminution lente et plutôt régulière. Lors de l'arrivée de la deuxième précipitation qui causera un événement d'amplitude plus grande, les concentrations de DOC, DON, NO_3 et TDN vont répondre rapidement en atteignant leur maximum en même temps que le maximum de débit.

Les concentrations de NH_4 sont plus élevées lors de la deuxième partie de l'hydrogramme, mais sont presque nulles lors du maximum de débit. Au cours de la récession du débit, les concentrations de C et N dissous vont diminuer plus rapidement comparativement à l'événement 4. La proportion relative de NH_4 tend à augmenter avec le temps lors de l'événement.

La spéciation de N dans la première partie de l'événement 5 (Figure 5.5.e) est semblable à celle des événements 2 et 4 (sous conditions sèches), alors que le deuxième sous-événement présente le comportement contraire. En effet, lorsque le débit augmente, la proportion relative de NO_3 diminue alors que celle de DON augmente, tendance qui se poursuit durant la récession du débit.

Lors de l'événement 6 (novembre 2001 ; Figure 5.6) on observe que les réponses hydrochimiques de DOC, NO_3 et TDN surviennent après le maximum de débit (délai de six à huit heures). Le DON prend près de quatre heures de plus que le DOC à réagir à l'augmentation de débit. Encore une fois, c'est NO_3 qui est la forme dominante de TDN. La proportion relative de DON et NO_3 évolue de manière semblable aux événements 2 et 4. Le décalage entre la réponse chimique du ruisseau et le débit semble fortement lié aux conditions très humides du bassin versant (Walling and Foster, 1975). En effet, le degré d'humidité du sol étant déjà élevé, la hausse de la nappe phréatique permet aux différents réservoirs (nappe phréatique et/ou autres accumulations d'eau dans le bassin versant) de se connecter et ainsi de contribuer au cours d'eau (Hinton *et al.*, 1998; Mitchell *et al.*, 2003). Tel que décrit par Stieglitz *et al.* (2003) et Boyer *et al.* (1997), lorsque le niveau d'humidité est élevé dans un bassin versant, le niveau de la nappe phréatique est généralement haut

ou à la hausse. Par conséquent, le mouvement engendré par les précipitations qui percolent dans le sol est de déplacer la nappe phréatique vers le cours d'eau (Evans *et al.*, 1999). L'eau qui parvient alors au ruisseau, aussi nommée « vieille eau » (Church, 1997), a un temps de résidence prolongé dans le sol ce qui permet l'atteinte d'un équilibre entre sa composition chimique et celle du sol (Stieglitz *et al.*, 2003; Dahm *et al.*, 2003). Ainsi, l'eau qui se rend au cours d'eau au début de l'événement a une composition chimique semblable à celle de l'écoulement de base. Lorsque la nappe phréatique atteint les horizons organiques, les composés de C et N contenus dans le sol sont alors lessivés et on observe à ce moment une augmentation des composés de C et N dans l'hydrogramme (Figure 5.6).

La figure 5.7 présente les concentrations mesurées dans le ruisseau sur une base quotidienne pendant 12 jours. L'échantillonnage journalier ne permet pas de détecter aussi bien les tendances fines du comportement de C et de N dissous. Malgré tout, l'événement présente un bon synchronisme des réponses hydrochimiques du DOC, DON et TDN et à un moindre degré de NO_3 . Les concentrations de NH_4 répondent inversement au débit. Quant à la spéciation de N, elle est semblable à celle observée au cours des événements 2, 4 et 6.

5.1.3. Événement de fonte de la neige

L'événement échantillonné au mois d'avril 2001 (événement 8) représente la fonte de la neige du printemps (Figure 5.8). La principale différence observable par rapport aux autres événements hydrologiques est son débit très élevé. Alors que les concentrations de DOC varient avec le débit, les concentrations de DON sont très fluctuantes et ne montrent pas de tendance temporelle. C'est plutôt le TDN qui présente un certain synchronisme avec le débit. Les concentrations de NO_3 sont toujours très élevées et on observe une légère diminution à mesure que la fonte des neiges progresse. Arheimer *et al.* (1996) ont avancé que la richesse en NO_3 de la neige par rapport à l'eau de précipitation pouvait expliquer les fortes concentrations retrouvées dans le ruisseau lors de la fonte des neiges. Dans le bassin versant de l'Hermine, la composition chimique de la neige et de la pluie n'est pas statistiquement différente durant la période d'échantillonnage (Mann-Whitney; $\alpha = 0,10$) et ne peut expliquer les quantités observées dans le ruisseau. Toutefois, il est possible que l'accumulation de dépôts secs sur le couvert nival au sol soit

responsable, en partie, de la richesse en NO_3 de la neige. Durant la fonte de la neige, le pH semble répondre plus vivement aux variations de débit. Durant cet événement, c'est NO_3 qui est la forme dominante de TDN alors que la proportion relative de DON augmente vers la fin de l'événement. D'après Stepanauskas *et al.* (2000), l'eau qui se retrouve dans le ruisseau durant la fonte de la neige est le résultat de l'eau de fonte qui s'infiltre dans le sol et qui pousse l'eau emmagasinée dans la nappe phréatique vers le cours d'eau. L'eau de fonte qui s'écoule sur les portions de sol gelé contribue directement au débit du ruisseau et capture la signature chimique des horizons de surface. Durant l'événement hydrologique de fonte des neiges, le débit observé est d'un ordre de grandeur plus élevé que celui des autres événements, ce qui semble entraîner une dilution des éléments chimiques (Stottlemeyer and Toczydlowski, 1999; Stepanauskas *et al.*, 2000). D'après Stieglitz *et al.* (2003), on observe une dilution des concentrations chimiques dans un ruisseau lors de la fonte de la neige si le cours d'eau est approvisionné par la nappe phréatique lors de son écoulement de base, ce qui semble être le cas pour l'Hermine. En effet, la nappe phréatique emmagasine une grande masse d'eau durant l'hiver et le temps de résidence prolongé permet à cette eau d'atteindre un équilibre chimique avec la phase solide du sol. Cette eau a un faible contenu en C et N dissous et diluera les concentrations plus élevées provenant de la solution des horizons organiques.

De plus, contrairement à ce qui est observé dans d'autres études (Stottlemeyer and Toczydlowski, 1999; McClain *et al.*, 2003) les concentrations de DOC (moyenne de 291 $\mu\text{mol/L}$) n'augmentent pas fortement en comparaison à l'écoulement de base durant l'hiver (moyenne = 170 $\mu\text{mol/L}$). Même si une augmentation est mesurée (amplitude de 121 $\mu\text{mol/L}$), elle n'atteint pas celle observée lors d'autres événements hydrologiques (par exemple : événement 1, amplitude de 616 $\mu\text{mol/L}$; événement 2, amplitude de 1 193 $\mu\text{mol/L}$). De plus, tel que décrit dans Hendershot *et al.* (1992a), la chimie du cours d'eau lors de la fonte de la neige dans l'Hermine provient principalement du lessivage des horizons supérieurs, riches en nutriments et de l'eau de la nappe phréatique. La chimie de l'eau qui se rend au cours d'eau est ainsi le résultat du contact avec le sol et il est peu probable que l'eau de fonte se rende directement au cours d'eau par l'écoulement de surface (Hendershot *et al.*, 1992a).

5.1.4. La typologie des événements et les conditions antécédentes d'humidité

De manière générale, les événements faisant suite à des conditions de sécheresse (étiage du ruisseau) présentent les caractéristiques suivantes :

- 1- De fortes concentrations de DOC dès le début de l'événement. Il est même possible d'observer les maxima de concentrations de DOC avant le pic de débit, tel que l'avait montré Biron *et al.* (1999) dans le même bassin versant. Les concentrations de DON présentent la plupart du temps une tendance semblable au DOC, même si en général, les variations sont moins assujetties aux changements de débit. Buffam *et al.* (1999) et Vanderbilt *et al.* (2003) avaient également observé des concentrations plus élevées de DOC et DON durant la hausse du débit. Qualls (2000) explique cette hausse de concentrations de matière organique dissoute (DOC et DON) par la trajectoire hydrologique durant les précipitations. En effet, l'eau a alors tendance à ruisseler en surface au lieu de percoler dans le profil de sol étant donné le caractère hydrophobe des matériaux organiques.
- 2- Au cours des événements 2, 4, 6 et 7, les proportions de NO_3 diminuent à mesure que le débit augmente et lorsque la récession du débit se fait sentir, les concentrations augmentent vers les niveaux observés avant l'événement. Ceci s'explique par un lessivage rapide de NO_3 contenu dans les sols lors de l'initiation de l'événement (Brooks and Williams, 1999). Au cours des précipitations, l'activité biologique reprend et le processus de nitrification produit ainsi du NO_3 disponible pour le lessivage.
- 3- Le NH_4 ne présente aucune tendance claire quant à son comportement hydrochimique. En effet, les concentrations sont présentes par intermittence et sont très faibles durant les événements qui suivent des conditions sèches. Le prélèvement biologique est un facteur responsable de cette quasi-absence de NH_4 dans les eaux du ruisseau. Parce qu'il est le nutriment privilégié par la biomasse et qu'il est facilement transformé par nitrification, les concentrations de NH_4 retrouvées dans le ruisseau seront faibles et sporadiques (Currie *et al.*, 1999).

Les résultats des événements faisant suite à des conditions humides présentent une particularité intéressante. En effet, si on observe les événements d'octobre 2001 et de novembre 2002, les concentrations maximales surviennent en

même temps que le maximum de débit. Par contre, dans le cas de l'événement 6 les maxima sont observés après le débit maximal.

Ainsi, à l'exception de l'événement 6, les événements 5 et 7, qui font suite à des conditions antécédentes humides montrent les traits suivants :

- 1- Un synchronisme presque parfait entre les concentrations de DOC et le débit est observé, et les concentrations de DON montrent une meilleure réponse aux changements de débit que lors des conditions antécédentes sèches. C'est la hausse de la nappe phréatique qui capte la signature chimique des horizons organiques et permet d'expliquer ce synchronisme hydrochimique (Buffam *et al.*, 2001).
- 2- Les concentrations de DOC, DON et NO_3 sont moins élevées par rapport aux événements succédant à des conditions sèches. Le transport plus fréquent des composés présents dans les sols du bassin versant explique que les concentrations qui se retrouvent dans le ruisseau soient moins élevées comparativement aux concentrations suivant l'étéage du ruisseau.
- 3- En général, la proportion relative de DON augmente avec la hausse du débit alors que la proportion de NO_3 varie inversement au débit. Tout comme pour les événements secs, le lessivage rapide de NO_3 au début de l'événement explique les faibles proportions observées durant les forts débits.

Quant à l'événement de fonte de la neige, sa particularité réside dans :

- 1- De forts débits tout au long de l'événement.
- 2- De fortes concentrations de NO_3 .
- 3- De faibles concentrations de DOC et DON.
- 4- La quasi-absence de synchronisme entre les concentrations de N dissous et le débit.

5.2. RELATIONS HYDROCHIMIQUES ENTRE LES CONCENTRATIONS DE C ET N DISSOUS ET LE DÉBIT

Plusieurs auteurs ont décrit la relation hydrochimique entre les concentrations de C et N dissous et le débit d'un ruisseau (Evans and Davies, 1998; Vanderbilt *et al.*, 2003). Ainsi, les concentrations de C et N dissous d'un cours d'eau seraient prédictibles en fonction du débit à l'aide d'une régression linéaire simple. Toutefois, dans quelle mesure ces relations permettent-elles de prédire des concentrations et quels sont les facteurs qui influencent ces relations ? Afin de répondre à ces

questions, l'hydrochimie de l'Hermine a été observée à plusieurs échelles temporelles (annuelle, saisonnière et événementielle) afin d'évaluer la représentativité et la validité des relations entre le C et N dissous et le débit du ruisseau.

5.2.1. Relations entre le C et N dissous et le débit du ruisseau sur une base annuelle

La relation entre les concentrations de DOC mesurées et le débit du cours d'eau est généralement positive (Evans and Davies, 1998; Biron *et al.*, 1999; Vanderbilt *et al.*, 2003). Cette relation a été établie sur une base annuelle (1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003) pour le bassin versant de l'Hermine (Figure 5.9) et l'équation de cette relation est présentée dans le tableau 5.2. Même si seulement 3% de la variance des concentrations de DOC peut être expliquée par le débit, cette relation est fortement significative (Tableau 5.2). Par ailleurs, les relations hydrochimiques entre les formes de N dissous et le débit (Tableau 5.2) sont presque toutes significatives (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$) même si les coefficients de régression (r^2) sont toujours très faibles (0,003 à 0,044).

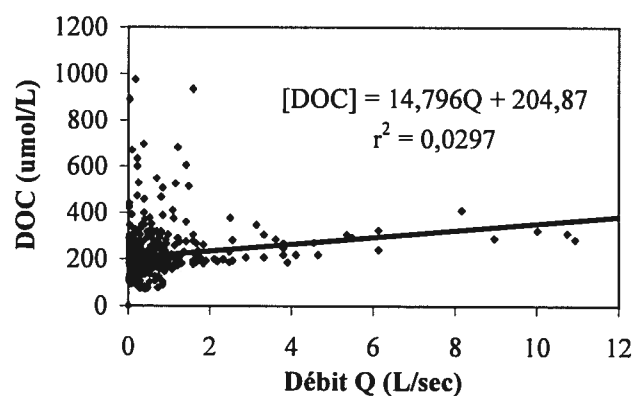


Figure 5.9. Relation entre les concentrations de carbone organique dissous (DOC) et le débit du ruisseau du 1^{er} juin 2001 au le 31 mai 2003; n = 431.

Tableau 5.2. Équation des droites de régression entre le débit (Q) et les concentrations des formes de C et N dissous dans le ruisseau du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003

| ÉQUATION | r^2 | N | p |
|--|-------|-----|-------|
| [DOC] = 14,796 Q + 204,87 | 0,030 | 431 | 0,000 |
| [TDN] = -0,506 Q + 24,894 | 0,003 | 431 | 0,267 |
| [DIN] = -1,152 Q + 18,563 | 0,009 | 431 | 0,047 |
| [NO ₃] = -1,834 Q + 16,353 | 0,024 | 431 | 0,001 |
| [NH ₄] = 0,680 Q + 2,216 | 0,044 | 431 | 0,000 |
| [DON] = 0,592Q + 6,8261 | 0,020 | 431 | 0,003 |

Étant donné que l'explication de la variance (r^2) est très faible, l'étude des relations hydrochimiques dans l'Hermine a ensuite été considérée à une échelle plus petite, soit celle des saisons. Il en résulte de meilleures relations entre les concentrations de DOC et le débit (Tableau 5.3). Un comportement semblable peut être observé pour les formes de N dissous (Tableau 5.3) où il apparaît que les relations statistiques sont en général légèrement meilleures durant la saison de dormance.

Tableau 5.3. Équation des droites de régression entre le débit (Q) et les concentrations des formes de C et N dissous dans le ruisseau du 1^{er} juin 2001 au 31 mai 2003 pour la saison de croissance et de dormance

| Saison de Croissance | | | | Saison de Dormance | | | |
|--------------------------------------|-------|-----|-------|---------------------------------------|-------|-----|-------|
| Equation | r^2 | n | P | Equation | r^2 | n | p |
| [DOC] = 25,629Q + 249,273 | 0,017 | 223 | 0,049 | [DOC] = 23,144Q + 144,204 | 0,332 | 208 | 0,000 |
| [TDN] = -5,48Q + 27,98 | 0,056 | 223 | 0,000 | [TDN] = 0,431Q + 23,019 | 0,007 | 208 | 0,226 |
| [DIN] = -8,129Q + 21,023 | 0,072 | 223 | 0,000 | [DIN] = -0,224Q + 18,306 | 0,001 | 208 | 0,593 |
| [NO ₃] = -7,75Q + 17,629 | 0,064 | 223 | 0,000 | [NO ₃] = -1,218Q + 17,177 | 0,054 | 208 | 0,001 |
| [NH ₄] = -0,394Q + 3,416 | 0,004 | 223 | 0,000 | [NH ₄] = 0,993Q + 1,130 | 0,156 | 208 | 0,000 |
| [DON] = 2,031Q + 7,825 | 0,052 | 223 | 0,001 | [DON] = 0,717Q + 4,945 | 0,075 | 208 | 0,000 |

Étant donné les résultats obtenus à l'échelle annuelle (Tableau 5.2) et saisonnière (Tableau 5.3), l'examen des données sur une base événementielle a été réalisé afin d'affiner la relation, et aussi, d'isoler les facteurs influençant la relation.

5.2.2. Relations entre le C et N dissous et le débit sur une base événementielle

On note que les valeurs de r^2 des relations entre le débit et les concentrations de DOC et des formes de N dissous mesurées dans le ruisseau sont beaucoup plus élevées (Tableau 5.4 et 5.5) durant l'échantillonnage des événements hydrologiques que lorsque le calcul est fait sur une base annuelle ou saisonnière.

Tableau 5.4. Équation des droites de régression entre le débit (Q) et les concentrations des formes de C et N dissous dans le ruisseau durant les événements hydrologiques suivant des conditions antécédentes sèches

| Conditions antécédentes sèches | | | |
|---|-------|----|-------|
| ÉQUATIONS | r^2 | n | p |
| septembre 2000 | | | |
| [DOC] = 230,596 Q + 122,603 | 0,843 | 25 | 0,000 |
| [TDN] = 10,236 Q + 20,349 | 0,630 | 25 | 0,000 |
| [DIN] = 4,37 Q + 5,729 | 0,359 | 25 | 0,002 |
| [NO ₃] = 4,904 Q + 4,005 | 0,377 | 25 | 0,001 |
| [NH ₄] = -0,534 Q + 1,725 | 0,077 | 25 | 0,180 |
| [DON] = 5,941 Q + 14,323 | 0,627 | 25 | 0,000 |
| septembre 2001 | | | |
| [DOC] = 2736,474 Q + 463,212 | 0,809 | 18 | 0,000 |
| [TDN] = 29,784 Q + 50,584 | 0,019 | 18 | 0,588 |
| [DIN] = -34,051 Q + 41,106 | 0,026 | 18 | 0,523 |
| [NO ₃] = -25,849 Q + 37,974 | 0,015 | 18 | 0,630 |
| [NH ₄] = -8,202 Q + 3,132 | 0,074 | 18 | 0,274 |
| [DON] = 63,835 Q + 9,476 | 0,635 | 18 | 0,000 |
| 16 octobre 2002 | | | |
| [DOC] = 2773,15 Q + 396,655 | 0,951 | 22 | 0,000 |
| [TDN] = 200,976 Q + 80,885 | 0,423 | 22 | 0,001 |
| [DIN] = 175,859 Q + 82,796 | 0,314 | 22 | 0,007 |
| [NO ₃] = 222,053 Q + 71,485 | 0,646 | 22 | 0,000 |
| [NH ₄] = -46,194 Q + 11,311 | 0,092 | 22 | 0,170 |
| [DON] = 6,702 Q + 1,258 | 0,010 | 22 | 0,661 |
| 19 octobre 2002 | | | |
| [DOC] = 826,727 Q + 412,18 | 0,940 | 16 | 0,000 |
| [TDN] = -4,915 Q + 49,352 | 0,016 | 16 | 0,638 |
| [DIN] = -26,037 Q + 44,087 | 0,180 | 16 | 0,101 |
| [NO ₃] = -22,333 Q + 40,431 | 0,169 | 16 | 0,113 |
| [NH ₄] = -3,704 Q + 3,656 | 0,047 | 16 | 0,419 |
| [DON] = 18,974 Q + 6,575 | 0,572 | 16 | 0,001 |

Tableau 5.5. Équation des droites de régression entre le débit (Q) et les concentrations des formes de C et N dissous dans le ruisseau durant les événements hydrologiques suivant des conditions antécédentes humides

| Conditions antécédentes humides | | | |
|--|-------|----|-------|
| ÉQUATION | r^2 | n | p |
| avril 2001 | | | |
| [DOC] = 28,29 Q + 130,77 | 0,800 | 24 | 0,000 |
| [TDN] = 1,988 Q + 30,581 | 0,476 | 24 | 0,000 |
| [DIN] = 1,469 Q + 25,057 | 0,275 | 24 | 0,009 |
| [NO ₃] = 1,265 Q + 25,476 | 0,250 | 24 | 0,013 |
| [NH ₄] = 0,204 Q - 0,419 | 0,032 | 24 | 0,400 |
| [DON] = 0,520 Q + 5,52 | 0,022 | 24 | 0,485 |
| octobre 2001 | | | |
| [DOC] = 367,367 Q + 119,938 | 0,845 | 24 | 0,000 |
| [TDN] = 9,862 Q + 17,758 | 0,489 | 24 | 0,000 |
| [DIN] = 3,521 Q + 11,409 | 0,166 | 24 | 0,048 |
| [NO ₃] = 2,425 Q + 11,374 | 0,071 | 24 | 0,208 |
| [NH ₄] = 1,096 Q + 0,035 | 0,197 | 24 | 0,030 |
| [DON] = 6,339 Q + 6,35 | 0,762 | 24 | 0,000 |
| novembre 2001 | | | |
| [DOC] = 377,907 Q - 122,095 | 0,352 | 21 | 0,005 |
| [TDN] = -2,084 Q + 28,739 | 0,002 | 21 | 0,853 |
| [DIN] = 3,107 Q + 1,699 | 0,015 | 21 | 0,591 |
| [NO ₃] = 2,726 Q + 11,218 | 0,014 | 21 | 0,614 |
| [NH ₄] = 0,381 Q + 0,481 | 0,016 | 21 | 0,585 |
| [DON] = 5,268 Q + 0,917 | 0,286 | 21 | 0,013 |
| novembre 2002 | | | |
| [DOC] = 441,156 Q + 163,664 | 0,735 | 12 | 0,000 |
| [TDN] = 5,869 Q + 27,556 | 0,157 | 12 | 0,201 |
| [DIN] = -7,827 Q + 25,555 | 0,226 | 12 | 0,118 |
| [NO ₃] = -7,023 Q + 24,181 | 0,168 | 12 | 0,186 |
| [NH ₄] = -0,805 Q + 1,374 | 0,060 | 12 | 0,442 |
| [DON] = 13,4 Q + 2,311 | 0,804 | 12 | 0,000 |

Ainsi, sur une base événementielle, le débit de l'Hermine serait un bon indicateur des concentrations de C et N dissous retrouvées dans le ruisseau. La relation entre les concentrations de DOC et le débit est fortement significative pour les huit événements échantillonnés (Régression linéaire; $\alpha = 0,05$; $r^2_{\text{sec}} = 0,809$ à $0,951$; $r^2_{\text{humide}} = 0,352$ à $0,800$). La plus faible valeur de r^2 est calculé pour l'événement 6 (Figure 5.6.b) échantillonné au mois de novembre 2001, à la suite de

conditions très humides du sol. Par conséquent, on observe un décalage entre la réponse de la composition chimique du ruisseau et le débit, ce qui explique que la valeur de r^2 est plutôt faible (0,352). Si on effectue une régression sur les données réajustées (élimination du décalage en créant des couples fictifs de données [débit, DOC] qui représentent un synchronisme dans la réponse hydrochimique du ruisseau) on obtient alors une valeur de r^2 de 0,382, qui n'est pas beaucoup plus élevée. Ainsi, nous croyons que la très lente baisse du débit couplée avec une diminution rapide des concentrations de DOC expliquent davantage la faible explication de la variance pour cet événement.

Les relations entre les concentrations de DON et le débit sont représentées par des régressions linéaires significatives ($\alpha = 0,05$; $r^2_{\text{sec}} = 0,010$ à $0,635$; $r^2_{\text{humide}} = 0,286$ à $0,804$), ce qui est aussi observé par d'autres (Campbell *et al.*, 2000; Hagedorn *et al.*, 2001). Les deux plus faibles valeurs de r^2 sont obtenues pour les événements 3 (sec) et 8 (fonte). Ces derniers ne montrent pas de relation significative entre les concentrations de DON et le débit. Pour ces événements (Figures 5.3.b et 5.8.b), aucune tendance claire dans l'évolution temporelle de DON n'avait été observée en réponse aux changements de débit. Pour la moitié des événements (2 et 4 (secs) et 6 et 7 (humides)), seules les concentrations de DOC et DON sont statistiquement liées (Régression linéaire; $\alpha = 0,05$) au débit. De surcroît, la valeur de r^2 est plus élevée lors des événements suivant des conditions sèches que lors de périodes plus humides (Tableau 5.4 et 5.5), tout comme l'avait observé Biron *et al.* (1999) dans le même bassin versant. Dans tous les cas, la relation est toujours significative.

Les régressions entre DIN, NO_3 et TDN et le débit sont significatives pour seulement deux événements secs (1 et 3), un événement humide (5) et la fonte de la neige (8). Les concentrations de NH_4 ne présentent aucune relation significative avec le débit du ruisseau, probablement parce que les concentrations mesurées sont très souvent faibles (Currie *et al.*, 1999; Hagedorn *et al.*, 2001). Quant aux concentrations de TDN, elles obtiennent les troisièmes meilleurs valeurs de r^2 sur une base événementielle (Régression linéaire; $r^2_{\text{sec}} = 0,423$ et $0,630$; $r^2_{\text{humide}} = 0,157$; $r^2_{\text{fonte}} = 0,489$) après le DOC et DON. L'explication de la variance de NO_3 et de DIN varie entre 0,166 et 0,646 pour les événements où la relation est significative. Ces résultats sont du même ordre de grandeur que ceux de Fenn *et al.* (1998) et Arheimer *et al.* (1996).

D'autres études en Europe (Aitkenhead *et al.*, 1999; Campbell *et al.*, 2000) et en Amérique du Nord (Hinton *et al.*, 1998; Buffam *et al.*, 2001) avaient aussi observé la relation fortement significative entre les concentrations de DOC et le débit du cours d'eau. Ainsi, le comportement hydrochimique du DOC semble répandu et varie proportionnellement au changement de débit dans un cours d'eau. En général, les valeurs de r^2 des relations significatives sont plus élevées lors des conditions antécédentes sèches que lors des périodes humides pour le DOC, TDN, DIN et NO_3 . Pour les concentrations de DON, l'explication de la variance des régressions significatives n'est que légèrement plus élevée lors des conditions antécédentes humides.

Par ailleurs, la relation entre les formes de N dissous et le débit du cours d'eau à l'échelle événementielle n'a que très peu été étudiée. Il semble toutefois que les concentrations de DON soient, comme pour le DOC, généralement très bien expliquées par le débit du cours d'eau (Tableau 5.4 et 5.5) même si les facteurs de contrôle semblent différents de ceux évoqués pour le DOC (Buffam *et al.*, 2001). Dans cette optique, le tableau 5.6 présente des relations statistiques fortement significatives (sauf pour l'événement de fonte) entre les concentrations de DOC et DON mesurées dans le ruisseau lors des huit événements. Ceci confirme le lien démontré entre les formes organiques dissoutes de C et N dans un cours d'eau de bassins versants forestiers (Qualls, 2000; Campbell *et al.*, 2000; Hagedorn *et al.*, 2001; Chapman *et al.*, 2001).

Tableau 5.6. Relation entre les concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON) dans le ruisseau sur une base événementielle

| Événements | ÉQUATION | r^2 | n | p |
|--|-------------------------------|-------|----|-------|
| Conditions antécédentes sèches | | | | |
| 1. 14 septembre 2000 | [DON] = 0,0197 [DOC] + 13,899 | 0,50 | 24 | 0,000 |
| 2. 24 septembre 2001 | [DON] = 0,0239 [DOC] - 1,755 | 0,83 | 17 | 0,000 |
| 3. 16 octobre 2002 | [DON] = 0,0046 [DOC] - 2,1933 | 0,61 | 18 | 0,000 |
| 4. 19 octobre 2002 | [DON] = 0,0226 [DOC] - 2,6633 | 0,59 | 15 | 0,000 |
| Conditions antécédentes humides | | | | |
| 5. 23 octobre 2001 | [DON] = 0,0173 [DOC] + 4,2651 | 0,91 | 23 | 0,000 |
| 6. 25 novembre 2001 | [DON] = 0,0135 [DOC] + 2,8033 | 0,77 | 20 | 0,000 |
| 7. 3 novembre 2002 | [DON] = 0,0254 [DOC] - 1,1034 | 0,77 | 11 | 0,000 |
| 8. 12 avril 2001 | [DON] = 0,0012 [DOC] + 8,1482 | 0,00 | 23 | 0,960 |

La reconnaissance du comportement hystérétique des concentrations de C et de N dissous durant les événements permet de nuancer la relation hydrochimique. Tel que présenté à la figure 5.10, pour les concentrations de DOC et le débit de l'événement de septembre 2001 ($r^2 = 0,809$), la composition chimique du cours d'eau diffère, pour un débit donné, selon que l'échantillon est prélevé au cours de la période de hausse ou de baisse du débit.

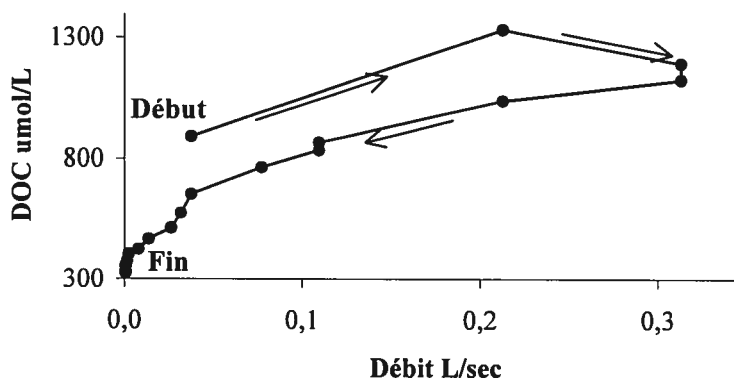


Figure 5.10. Évolution des concentrations de carbone organique dissous (DOC) en fonction du débit pour l'événement 2, échantillonné le 24 septembre 2001

Comme l'avaient observé Buffam *et al.* (2001), un phénomène d'hystérésis suivant le sens des aiguilles d'une montre (Figure 5.10) témoigne que la concentration maximale d'un élément donné survient avant le maximum du débit, ce qui est le cas pour l'événement 2. Les graphiques de DOC et NO_3 en fonction du débit des autres événements sont en annexe puisqu'ils montrent un comportement hystérétique qui avait été observé dans l'évolution hydrochimique dans les figures 5.1. à 5.8. Plusieurs autres études soutiennent que la composition chimique du ruisseau diffère systématiquement entre la phase de hausse et de baisse du débit (Evans and Davies, 1998; Guggenberger and Kaiser, 2001).

5.2.3. Comparaison du comportement hydrochimique en fonction des conditions antécédentes d'humidité du sol

En plus des différences observées dans l'intensité des régressions linéaires selon les conditions sèches ou humides, les concentrations de C et N dissous pour chacun des échantillons des événements présentent aussi un contraste en fonction des

conditions antécédentes d'humidité du sol (Tableau 5.7). D'après le test statistique, les concentrations mesurées suivant des conditions sèches sont significativement plus élevées que lors de conditions humides (Mann-Whitney; $\alpha = 0,05$). La différence significative observée entre les hauteurs de nappe phréatique (Mann-Whitney; $\alpha = 0,10$) confirme que les conditions d'humidité du milieu étaient différentes. Ainsi, le rôle du degré de saturation du milieu sur la réponse hydrochimique du ruisseau à l'échelle événementielle est confirmé, tel que l'avait observé Biron *et al.* (1999) dans l'Hermine.

Tableau 5.7. Comparaison de la composition chimique des échantillons entre les conditions antécédentes sèches et humides

| | |
|--------------------------|----|
| EC (uS/cm) | ** |
| H ⁺ (umol/L) | ** |
| NO ₃ (umol/L) | ** |
| NH ₄ (umol/L) | ** |
| DON (umol/L) | ** |
| DOC (umol/L) | ** |
| TDN (umol/L) | ** |
| Débit (L/sec) | ** |
| Température (°C) | |
| Profondeur nappe (cm) | * |

Les résultats du test Mann-Whitney indiquent une différence significative à * 90% et ** 95%.

Tableau 5.8. Moyenne pondérée des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et des formes d'azote dissous en fonction des conditions antécédentes d'humidité du bassin versant pour les événements hydrologiques

| | | Moyennes pondérées | | | | | |
|---------------------------------|----------------------|--------------------|-----|-----|-----------------|-----------------|-----|
| | | DOC | TDN | DIN | NO ₃ | NH ₄ | DON |
| Événements | | -----umol/L----- | | | | | |
| Conditions antécédentes sèches | 1. 14 septembre 2000 | 503 | 35 | 13 | 12 | 0,87 | 23 |
| | 2. 24 septembre 2001 | 1 046 | 57 | 34 | 32 | 1,4 | 23 |
| | 3. 16 octobre 2002 | 643 | 95 | 95 | 89 | 6,0 | 2 |
| | 4. 19 octobre 2002 | 870 | 47 | 30 | 28 | 1,6 | 17 |
| Conditions antécédentes humides | 5. 23 octobre 2001 | 511 | 28 | 15 | 13 | 1,2 | 13 |
| | 6. 25 novembre 2001 | 418 | 26 | 16 | 15 | 1,0 | 10 |
| | 7. 3 novembre 2002 | 567 | 33 | 18 | 18 | 0,64 | 15 |
| | 8. 12 avril 2001 | 297 | 42 | 34 | 33 | 0,78 | 9 |

Le tableau 5.8. montre les concentrations moyennes pondérées en fonction du débit. Dans ce cas, aucune différence statistique n'a été observée, mais les moyennes pondérées sont généralement plus élevées suivant des conditions sèches qu'humides.

La différence statistique entre le débit du cours d'eau selon les conditions antécédentes d'humidité (Tableau 5.7) permet d'expliquer l'absence de différence statistique pour les moyennes pondérées. En effet, alors que les concentrations sont en général plus élevées suivant une période sèche, le débit mesuré pour ces mêmes événements est statistiquement plus faible. Ainsi, le calcul des moyennes pondérées montre une apparente homogénéité entre les événements (Tableau 5.8).

5.3. TRAJECTOIRES DE L'EAU DURANT LES ÉVÉNEMENTS HYDROLOGIQUES

D'après de nombreux autres auteurs, l'eau du cours d'eau provient, si on réduit les précipitations directes, de trois sources dans un bassin versant : 1) l'écoulement de surface (*overland flow* et *saturated overland flow*), 2) l'écoulement hypodermique ou de subsurface (*subsurface flow*) et 3) l'écoulement de la nappe phréatique (*groundwater flow*). À partir des données sur la composition chimique des sources d'eau dans le bassin versant, il est possible d'identifier la trajectoire de l'eau (Biron *et al.*, 1999). Tel que montré par Bechtold *et al.* (2003) et Peterson *et al.* (2001), les solutés du ruisseau peuvent également provenir de l'écoulement dans la zone hyporhéique (*hyporheic flow*). Toutefois, dans les cours d'eau de premier ordre dont les sédiments sont grossiers, comme c'est le cas à l'Hermine, l'activité biologique est faible et la contribution de la zone hyporhéique à la composition chimique du cours d'eau serait limitée aux événements suivant un étiage prolongé (Buffam *et al.*, 2001). En outre, la composition chimique des solutions de la zone hyporhéique serait le résultat de l'accumulation des produits de la décomposition durant la période sèche et de l'accumulation de litière sur le lit du cours d'eau (Meyer *et al.*, 1998; Peterson *et al.*, 2001).

Le tableau 5.9 présente la composition chimique des extractions à l'eau des horizons de sol et des sédiments du lit du bassin versant de l'Hermine. Ces matériaux sont susceptibles d'être en contact avec l'eau qui transite vers le ruisseau et donc de contribuer à la composition chimique de l'Hermine. D'après ce tableau, les sédiments du lit sont une source importante de DON alors que les horizons

organiques sont riches en DOC, NH_4 et H^+ . Quant aux horizons minéraux, ils sont une source de N inorganique soluble, dont NO_3 et montrent une EC élevée. Toutefois, les concentrations de TDN sont statistiquement semblables dans les différents matériaux à l'exception des horizons minéraux. Ces informations sont confirmées par Buffam *et al.* (2001) qui avaient observé, dans les Appalaches, que les horizons de surface étaient riches en DOM mais pauvres en NO_3 alors que les horizons minéraux étaient plutôt riches en NO_3 et contenaient des concentrations faibles à intermédiaires de DOM. Compte tenu de ce qui précède, il serait possible d'estimer la trajectoire de l'eau durant les événements hydrologiques à partir de la composition chimique des échantillons du ruisseau.

Tableau 5.9. Caractéristiques chimiques des extractions à l'eau ultra-pure des sédiments du lit, des horizons organiques et des horizons minéraux

| | | DOC | TDN | NO_3 | NH_4 | DON | EC | H^+ |
|-------------------------------|------------|---------------------------|--------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | | -----umol/L----- | | | | | uS/cm | umol/L |
| Sédiments n = 13 | moyenne | 633,9 ^a | 300,7 ^a | 121,6 ^a | 40,8 ^a | 260,3^a | 24,1 ^a | 2,5 ^a |
| | écart-type | 137,4 | 37,8 | 56,6 | 24,2 | 56,7 | 4,8 | 1,5 |
| | CV% | 21,7 | 12,6 | 46,5 | 59,4 | 21,8 | 20,0 | 60,2 |
| Horizons organiques n = 13 | moyenne | 2330,6^b | 305,4 ^a | 104,8 ^a | 111,8^b | 40,9 ^b | 48,9^b | 18,6^b |
| | écart-type | 137,4 | 68,9 | 76,6 | 107,5 | 21,1 | 4,8 | 1,5 |
| | CV% | 5,9 | 22,6 | 73,0 | 96,2 | 51,5 | 9,9 | 8,2 |
| Horizons minéraux n = 13 | moyenne | 191,0 ^c | 223,3 ^b | 241,6^b | 10,0 ^c | 6,3 ^c | 42,3^b | 10,6 ^c |
| | écart-type | 43,8 | 146,9 | 174,1 | 9,9 | 17,8 | 22,0 | 5,0 |
| | CV% | 22,9 | 65,8 | 72,1 | 99,1 | 283,2 | 52,1 | 47,5 |

Les lettres différentes représentent des concentrations moyennes statistiquement différentes selon Mann-Whitney; $\alpha = 0,10$. Les concentrations moyennes en gras représentent les valeurs statistiquement plus élevées par rapport aux autres matériaux.

Tel que montré par plusieurs (Swistock *et al.*, 1989; Evans and Davies, 1998), la contribution de chacun des horizons de sol peut être estimée à l'aide de l'équation de mélange (équation 4):

$$(4) \quad Q_T C_T = Q_{\text{org}} C_{\text{org}} + Q_{\text{min}} C_{\text{min}}$$

où Q_T est le débit du ruisseau au moment de l'échantillonnage, C_T est la concentration d'un soluté donné mesurée dans le ruisseau, Q_{org} est le débit en eau estimé dans les horizons organiques, C_{org} est la concentration moyenne mesurée dans les extractions à l'eau des échantillons d'horizons organiques, Q_{min} est le débit estimé dans les horizons minéraux et C_{min} est la concentration moyenne mesurée dans les extractions à l'eau des échantillons d'horizon minéraux.

Pour l'Hermine, nous avons choisi deux sources d'eau potentielles (modèle à deux composantes (Evans and Davies, 1998)). La première source d'eau considérée sera la solution s'écoulant des horizons organiques. La seconde source de soluté choisie est la solution des horizons minéraux. Nous avons décidé de jumeler l'écoulement de la nappe phréatique à la solution des horizons minéraux puisque les sols dans le bassin versant sont plutôt minces. Ainsi, la composition chimique de la nappe phréatique est considérée comme semblable à celle des horizons minéraux. Nous avons aussi écarté la contribution des précipitations incidentes et du pluviolessivage directement au chenal du cours d'eau puisque celui-ci couvre une très petite surface. Comme il a été mentionné plus tôt, la contribution de la zone hyporhéique est jugée mineure, et c'est pour cette raison qu'elle ne sera pas considérée comme source de soluté.

Les flux en eau en provenance des deux sources d'eau pour chaque événement (selon la fréquence d'échantillonnage) ont été estimés à l'aide des concentrations de DOC. La figure 5.11 montre les résultats. Nous avons choisi le DOC comme traceur hydrologique puisque les concentrations étaient statistiquement plus élevées dans les horizons organiques et qu'il est important que les sources choisies aient des compositions chimiques différentes. Ainsi, ces graphiques permettent de visualiser la contribution relative estimée des horizons de sol durant les événements hydrologiques et d'émettre des hypothèses sur la trajectoire de l'eau durant les événements hydrologiques.

La séquence d'événements choisis pour cet exercice suit un gradient croissant d'humidité du sol. La figure 5.11.A représente l'événement succédant à une période d'étiage, les figures 5.11.B et 5.11.C suivent des conditions humidité croissantes et le graphique 5.11.D représente la fonte de la neige.

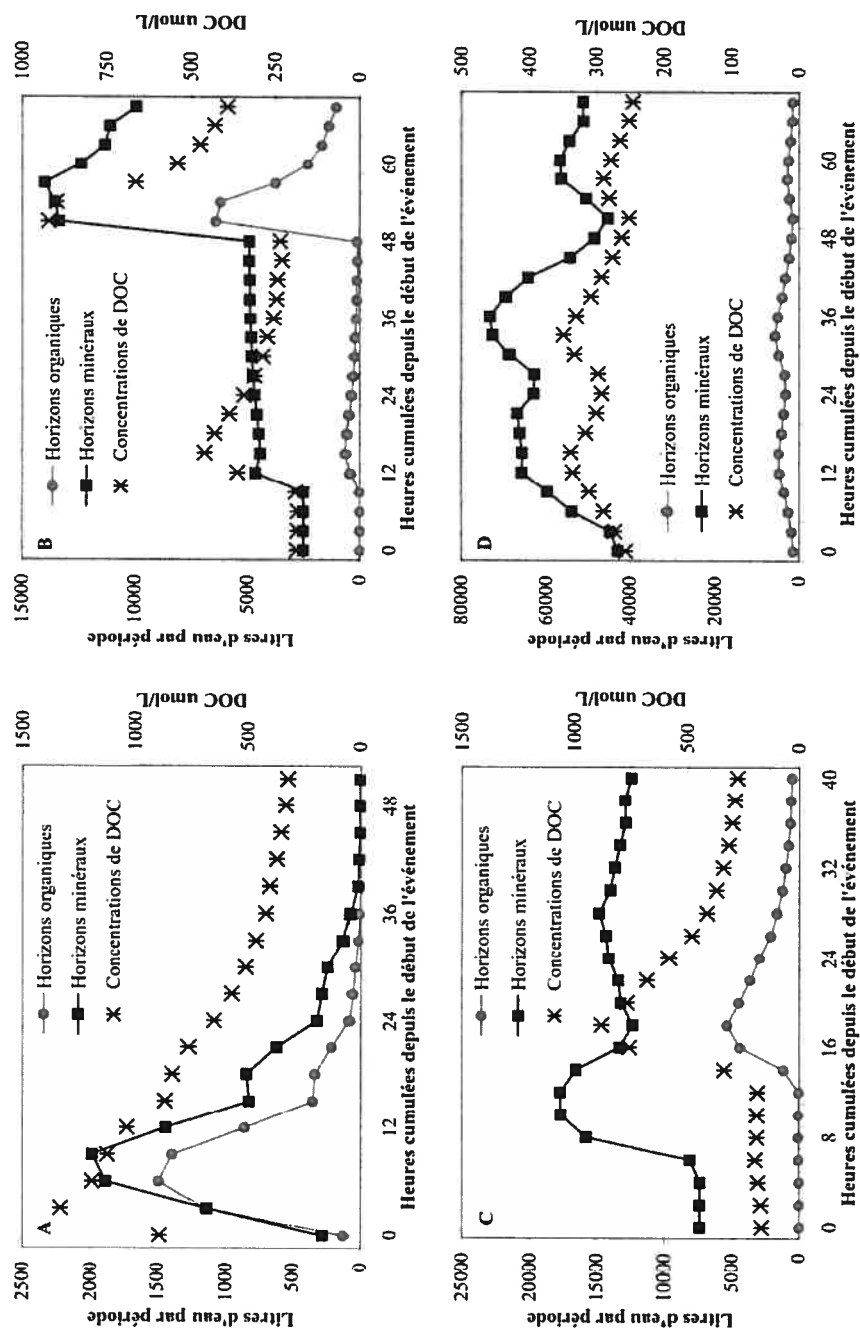


Figure 5.11. Distribution des flux d'eau dans les horizons organiques et minéraux estimées selon la formule $Q_{tC_t} = Q_{org}C_{org} + Q_{min}C_{min}$ durant l'événement du : A) 24 septembre 2001 (sec), B) 23 octobre 2001 (humide), C) 25 novembre 2001 (humide) et D) 12 avril 2001 (fonte de la neige)

Dans tous les cas, la contribution des horizons minéraux, qui correspond à l'écoulement hypodermique, est dominante, comme l'avait montré Hendershot *et al.* (1992b) dans une étude antérieure dans bassin de l'Hermine. Ainsi, la « vieille eau » (eau emmagasiné dans les horizons minéraux et dont le temps de résidence est suffisamment long pour permettre l'atteinte de l'équilibre chimique entre la solution et la phase solide du sol) a toujours une contribution très importante dans la composition chimique du ruisseau (Hill *et al.*, 1999; Burns *et al.*, 2001). À cet effet, certaines composantes chimiques proviendront de l'écoulement hypodermique (éléments qu'on y retrouve en concentrations élevées) tandis que les concentrations qui proviennent des autres sources seront diluées par l'eau des horizons minéraux.

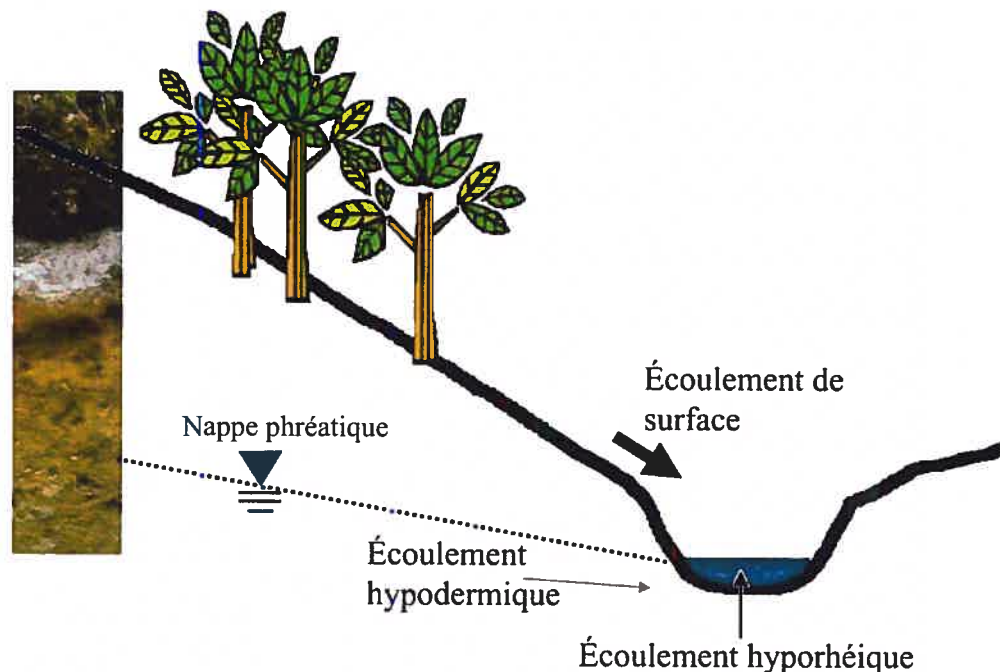


Figure 5.12. Processus hydrologiques et sources de l'eau durant les événements qui succèdent à des conditions sèches du sol

Si on observe l'événement du 24 septembre 2001 (Figure 5.2 et 5.11.A) on remarque que les concentrations maximales surviennent avant le maximum de débit, et par conséquent, que la contribution en eau des horizons organiques est synchronisée à celle des horizons minéraux. Étant donné les concentrations élevées de DOC, DON et NO_3 mesurées en début de l'hydrogramme, il est probable que la première source d'eau vers le ruisseau suite à des conditions sèches provienne surtout des horizons organiques (concentrations élevées de DOC) à proximité du ruisseau et de la zone hyporhéique (concentrations élevées de DON). Dans une moindre mesure, la

contribution des horizons minéraux explique la présence de NO_3 en grande quantité dans le ruisseau (Figure 5.12) en plus du lessivage des horizons organiques. La contribution majeure des horizons de surface au ruisseau sous certaines conditions (écoulement de surface et hypodermique en surface) avait été montrée par Hinton *et al.* (1998) dans le sud de l'Ontario. Cette contribution, tout comme dans l'Hermine, permettait d'expliquer les concentrations élevées de DOC dans le ruisseau lors des événements hydrologiques. L'hypothèse du caractère hydrophobe des matériaux organiques ajoute un élément d'explication aux concentrations élevées de DOC lors des événements succédant à des conditions sèches du sol. Toutefois, comme aucune preuve de la présence de l'hydrophobicité dans le bassin versant de l'Hermine a été émise à ce jour, il s'agit bel et bien d'une hypothèse et d'une avenue de recherche à explorer.

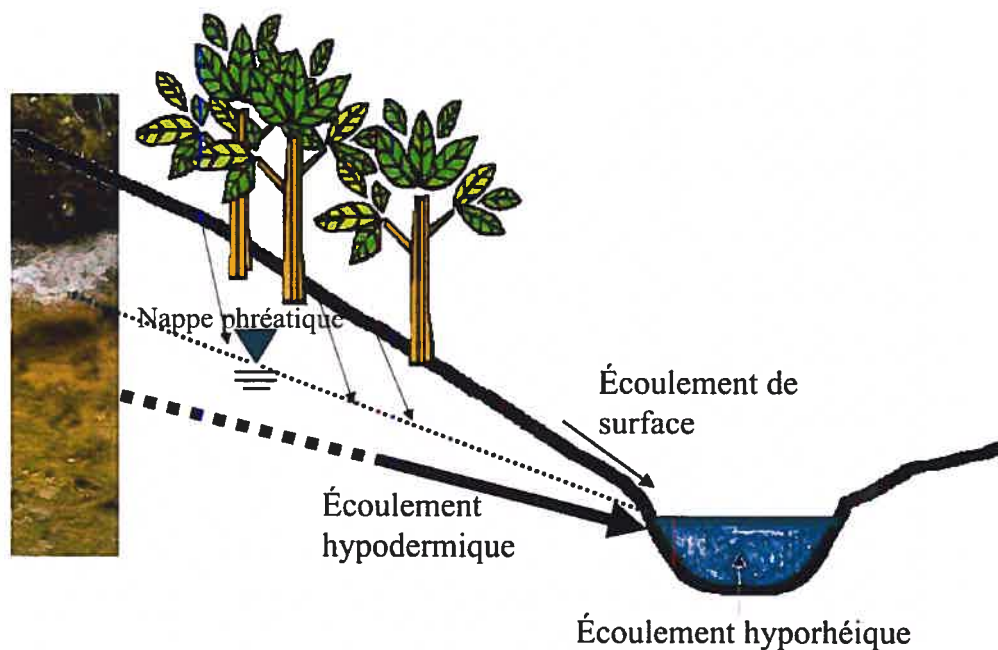


Figure 5.13. Processus hydrologiques et sources d'eau durant les événements qui succèdent à des conditions humides du sol

Lors des deux événements subséquents (Figure 5.11. B et C), le sol est plus humide que lors des événements à conditions antécédentes sèches, et c'est l'eau provenant des horizons minéraux qui domine l'hydrogramme de crue (Figure 5.13). Ceci permet d'expliquer que les concentrations de DOC et DON sont moins élevées que suite à l'étiage puisque l'eau des horizons minéraux est pauvre en DOM. Dans

le cas de l'événement du 25 novembre 2001 (Figure 5.11.C), la contribution des horizons minéraux est dominante au début de l'événement. À mesure que le niveau de la nappe phréatique s'élève dans le sol durant l'événement, la contribution des horizons organiques augmente et résulte en un pic de DOC, DON et NO_3 au milieu de l'événement (Hill *et al.*, 1999; Burns *et al.*, 2001). De plus, la surface de la zone qui contribue au ruisseau augmente à mesure que l'eau de la nappe phréatique monte (Biron *et al.*, 1999), résultant en un plus grand apport d'éléments chimiques provenant des horizons organiques. Dans le cas des événements qui succèdent à des conditions humides, la contribution de la zone hyporhéique serait mineure étant donnée que l'activité biologique y est faible et qu'aucune accumulation de composés de C et N ne serait possible lorsque l'écoulement est fort. Aussi, l'écoulement de la zone hyporhéique est beaucoup plus lent que lors des événements de crue. Ainsi, la contribution de DOM proviendrait essentiellement des horizons de sol plutôt que du lit du cours d'eau tel qu'observé dans d'autres cours d'eau de premier ordre (Buffam *et al.*, 2001).

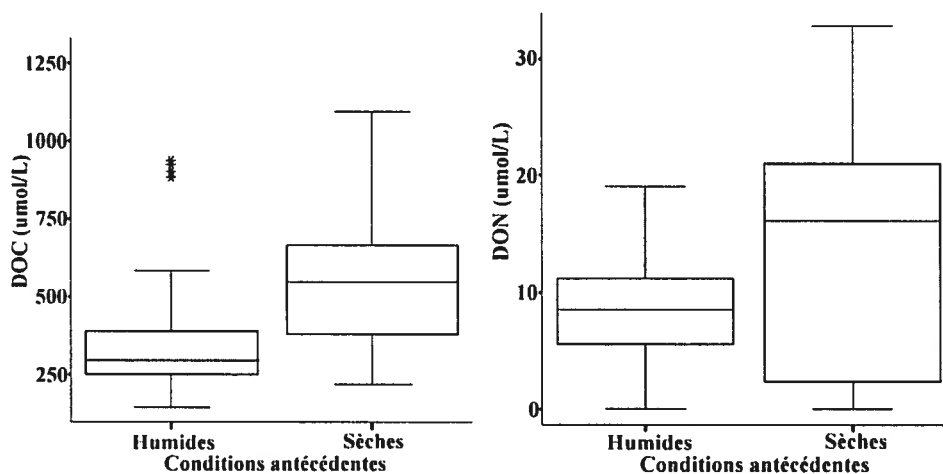


Figure 5.14. Distribution des concentrations de carbone organique dissous (DOC) et d'azote organique dissous (DON) mesurées dans le ruisseau selon les conditions antécédentes d'humidité du sol. * représentent les valeurs extrêmes

Les diagrammes de la figure 5.14 permettent de confirmer que la contribution de la zone hyporhéique est moins importante à la suite des conditions antécédentes humides que sèches. Comme les sédiments organiques du lit sont une source riche en DON (Tableau 5.9) et que les concentrations en DON sont moins élevées sous des conditions humides, on conclut que le DOM provient alors des horizons organiques du sol plutôt que la zone hyporhéique.

Durant la fonte de la neige, la contribution majeure des horizons minéraux (nappe phréatique) (Figure 5.15) est confirmée par les concentrations élevées de NO_3 , un fait aussi observé dans d'autres études (Reynolds and Edwards, 1995; Hill *et al.*, 1999; Goodale *et al.*, 2000). De plus, l'eau de la fonte qui s'écoule vers le cours d'eau a un faible temps de contact avec le sol adjacent au ruisseau, ce qui limite l'adsorption ou l'absorption de NO_3 dans cette eau. Les faibles concentrations de DOC et DON sont expliquées par la dilution de la solution des horizons organiques par l'eau des horizons minéraux. Ainsi, l'eau de la nappe phréatique a une contribution dominante tout au long de l'événement puisque l'eau de fonte qui s'infiltre dans le sol recharge la nappe phréatique (Evans *et al.*, 1999). Tel que suggéré par Hendershot *et al.* (1992a) dans une étude dans le bassin versant de l'Hermine, l'écoulement de surface, résultant de la fonte de la neige et de la présence de sol gelé, permettrait à l'eau d'avoir un temps de contact suffisant avec le sol organique pour acquérir une composition chimique qui s'ajouterait à celle de l'écoulement de la nappe phréatique même si cette contribution serait mineure.

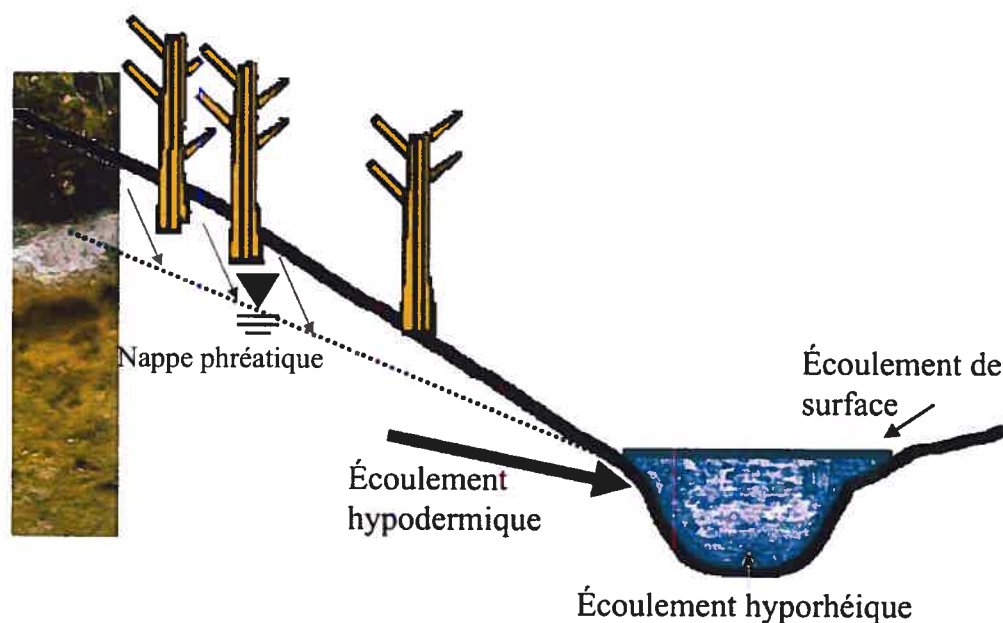


Figure 5.15. Processus hydrologiques et sources d'eau durant la fonte de la neige

5.4. SYNTHÈSE DU CHAPITRE

Les résultats obtenus dans le chapitre 5 montrent que les conditions antécédentes d'humidité du sol ont un effet déterminant sur les concentrations en éléments dissous retrouvées dans le ruisseau sur une base événementielle. De manière générale, les concentrations de DOC, DON et NO_3 sont plus élevées lors des événements succédant à des conditions sèches que suite à des conditions humides. La fonte de la neige montre des concentrations de DOC et DON plutôt faibles mais les concentrations de NO_3 sont très élevées. Un lien statistique existe entre les concentrations de DOC et DON durant tous les événements hydrologiques, à l'exception de la fonte de la neige, ce qui confirme que leur comportement est semblable pendant la saison de croissance, puisque les sources riches en DOM sont semblables pour le C et le N.

Nous avons également été en mesure de montrer que la relation hydrochimique des concentrations de C et N avec le débit est statistiquement significative à toutes les échelles temporelles, mais de meilleures régressions sont observées lors de l'échantillonnage sur une base événementielle. De plus, un comportement hystérétique est présent dans l'Hermine puisque les concentrations de C et N dissous sont généralement plus élevées lors de la hausse du débit que durant la baisse.

Finalement, la trajectoire de l'eau diffère d'un événement à l'autre selon la hauteur de la nappe phréatique, du caractère hydrophobe des sols ou de l'intensité de la précipitation. Ainsi, les horizons organiques situés en marge du chenal sont la première source d'eau vers le ruisseau lors d'événements suivant des conditions sèches, à laquelle s'ajoute une faible contribution de la zone hyporhéique. Selon le niveau d'humidité du bassin versant, à savoir la hauteur de la nappe phréatique, la contribution des horizons minéraux augmente au dépend de celle des horizons organiques. Ainsi, la composition chimique est le résultat du mélange entre les solutions provenant des horizons minéraux et organiques, dans des proportions qui changent entre les événements. Finalement, lors de la fonte de la neige, c'est l'eau emmagasinée dans le sol qui est la source principale de l'eau dans l'Hermine et cette dernière est constamment rechargée par l'infiltration de l'eau de fonte.

Chapitre 6 – Conclusions

Cette recherche a contribué à établir la variabilité spatiale du carbone (C) et de l'azote (N) sous leurs formes dissoutes dans le bassin versant de l'Hermine ainsi que les changements temporels des flux de C et N dissous à l'échelle annuelle, saisonnière et événementielle. Dans un premier temps, nous avons observé cette variabilité en quantifiant les flux de C organique dissous (DOC), de N organique dissous (DON), des nitrates (NO_3) et de l'ammonium (NH_4) dans les divers compartiments biogéochimiques (précipitations incidentes, pluviolessivat, horizons organiques, horizons minéraux et ruisseau) du bassin versant (objectif 1; chapitre 4).

Le DOC et DON montrent une augmentation des concentrations et des flux dans le pluviolessivat et les horizons organiques, hausse résultant de l'activité biologique et des processus de lessivage des tissus organiques. Une forte décroissance des concentrations est ensuite observée dans les horizons minéraux en raison des réactions d'adsorption physico-chimiques et à l'absorption biologique. En ce qui concerne les nutriments inorganiques (NO_3 et NH_4), nous avons montré que leur variabilité spatiale à l'échelle des compartiments biogéochimiques était distincte de celle observée pour les matières organiques dissoutes (DOM). Ceci confirme ce qu'avait montré Qualls (2000) dans une étude où il évaluait la différence de comportement entre les nutriments organiques et inorganiques. La principale différence entre le N inorganique (NO_3 et NH_4) et les nutriments organiques (DOC et DON) concerne les mécanismes qui expliquent leur comportement et leur disponibilité pour les processus biotiques et abiotiques. Ainsi, dans les compartiments biogéochimiques, le N inorganique (DIN) diminue continuellement à mesure que l'eau traverse la canopée, les horizons organiques et minéraux en raison des processus biogéochimiques et hydrologiques propres à chaque compartiment. Les concentrations de NO_3 font localement exception et augmentent légèrement dans la canopée résultant du bilan entre le lessivage de l'appareil aérien des arbres et l'absorption par la biomasse. Sur une base annuelle et saisonnière, il s'est avéré que les concentrations et flux qui étaient influencés par les conditions climatiques et que les compartiments biogéochimiques où l'activité biologique domine (pluviolessivat et horizons organiques) montrent la plus grande variabilité saisonnière. Ainsi, plus de C et N dissous sont exportés dans les précipitations incidentes, le pluviolessivat, et

les horizons de sol durant la saison de croissance alors que le ruisseau transporte des plus grandes quantités de C et de N dissous durant la saison de dormance.

Ce projet de recherche a également permis de déterminer le rôle clé exercé par la sénescence des feuilles sur la composition chimiques des compartiments biogéochimiques. Ainsi, la chute des feuilles stimule l'activité biologique dans les horizons organiques et entraîne une augmentation des concentrations de C et N dissous. Par ailleurs, l'observation de la variabilité spatiale sur un axe topographique a permis de déterminer que la disponibilité des composés de C et N solubles varie à l'échelle du bassin versant. Pour les horizons organiques, les concentrations de DOC, DON et NO_3 étaient plus élevées en haut de pente. Comparativement, les concentrations de DOC et des formes de N dissous dans les horizons minéraux sont plus abondantes en bas de pente. Nous avons également observé que les zones adjacentes au ruisseau étaient celles qui contribuaient de façon dominante à l'hydrochimie de l'Hermine.

Dans un second temps, nous nous sommes intéressée à documenter le rôle des conditions antécédentes d'humidité du sol sur les flux en DOC et des formes de N dissous mesurées dans l'Hermine à l'échelle événementielle (objectif 2; chapitre 5). Nous avons observé des concentrations de C et N dissous statistiquement plus élevées suivant des conditions sèches. De plus, la relation hydrochimique entre les concentrations de C et N dissous et le débit du cours d'eau s'est avérée supérieure à l'échelle événementielle que lorsque estimée sur une base annuelle ou saisonnière. L'analyse des trajectoires de l'eau et du mélange des sources nous a permis d'estimer la contribution hydrologique de l'écoulement de surface, hypodermique et hyporhéique selon les conditions antécédentes d'humidité du sol. Ainsi, l'écoulement de surface dans les sols en marge du chenal domine, conjointement avec l'écoulement hyporhéique, durant les événements succédant à l'étiage. Lorsque le bassin versant est plus humide, l'écoulement hypodermique est dominant, malgré une contribution de l'écoulement de surface. Toutefois, durant la fonte des neiges, l'écoulement hypodermique, constamment rechargé par l'eau de fonte, est la source principale des solutés dans le cours d'eau.

En somme, les processus hydrologiques et biogéochimiques agissent conjointement dans le bassin versant afin de générer et transporter le C et N dissous. Alors que les processus biogéochimiques permettent la production et la consommation des nutriments, les processus hydrologiques sont responsables de la

mise en transport des produits de l'activité biologique entre les compartiments biogéochimiques. Au cours de cette recherche, nous aussi avons mis en évidence le rôle primordial de l'échelle d'étude sur la compréhension et l'interprétation des processus qui causent la variabilité spatiale des cycles de C et de N.

Récemment, un auteur a clairement souligné le manque de connaissances quant au comportement de DON dans les milieux forestiers et sa contribution aux flux de N dissous totaux (McDowell, 2003). La contribution de cette recherche face à cette question a été d'aider à comprendre la variabilité spatiale et temporelle de DON en la comparant avec le cas mieux connu du DOC. Ainsi, il nous a été possible d'établir un lien étroit entre les concentrations de DOC et DON mesurées dans les divers compartiments biogéochimiques, lien apparemment dépendant de la saisonnalité. Lors de l'analyse des concentrations de DOC et DON à l'échelle événementielle, nous avons également décelé une liaison des facteurs contrôlant leurs concentrations. Toutefois, le rôle hydrologique est beaucoup moins dominant dans le cas de DON que dans celui du DOC.

L'apport de cette recherche est donc d'améliorer les connaissances sur la variabilité spatiale et temporelle de C et N dissous dans un bassin versant forestier, et particulièrement de compléter la banque de données existantes sur les flux et réservoirs de DON dans ce type de milieu. L'information obtenue sur les flux de C et N dissous dans les compartiments biogéochimiques à diverses échelles temporelles appuie l'intégration de ces vecteurs dans les cycles globaux afin de mieux prévoir les changements biogéochimiques liés aux modifications éventuelles du climat. En effet, les impacts des conditions d'humidité du sol et la saisonnalité des concentrations et des flux de C et N dissous permettent d'estimer le comportement, à plusieurs échelles temporelles, des nutriments dans le cas d'un changement climatique. Par exemple, ce projet a amélioré la compréhension du comportement hydrochimique du C et N dissous dans le cours d'eau. Ainsi, les flux qui seront exportés vers les plans d'eau advenant un changement climatique pourront être adéquatement évalués. Toutefois, il sera essentiel, suite aux résultats de l'étude, de connaître les changements au plan des précipitations puisque nous avons montré que la quantité et la récurrence des précipitations, en plus des périodes de sécheresses avaient un impact majeur sur les extrants vers les plans d'eau. Ces informations auront pour effet de nuancer le comportement dans le cas d'un changement de climat. Ainsi, les flux et les réservoirs estimés dans cette étude permettent

d'interpréter et d'estimer la contribution des milieux forestiers dans l'évaluation des conséquences d'un changement climatique futur. Toutefois, comme il a été observé dans cette recherche, la relation entre les concentrations et le débit n'étant pas représentative sur une base annuelle, il faudrait utiliser une échelle plus fine d'analyse afin d'estimer les flux pour les modèles de prédiction du changement climatique.

Ces nouvelles connaissances sur la variabilité temporelle des extrants de C et N dans le ruisseau permettent d'améliorer la gestion de l'utilisation de fertilisants et de mieux comprendre les processus dans les écosystèmes en ce qui a trait à l'acidification des sols et plans d'eau et à la gestion des forêts. Étant donné que les flux de C et N dissous sont plus importants lors d'événement hydrologiques, comparativement à l'écoulement de base, il est essentiel de planifier l'épandage de fertilisants pour éviter un lessivage des nutriments provenant des fertilisants et l'acidification subséquente des cours et des plans d'eau. En forêt, nous avons également vu que la canopée et la chute des feuilles jouaient un rôle majeur sur la biogéochimie du C et N dissous. Lors de la planification de projets de reboisement, il convient de prévoir l'utilisation d'espèces optimales qui favoriseront la rétention du C et N dans les sols plutôt que le lessivage des nutriments. Ces informations nous permettront de mieux définir les changements, et les réponses aux changements des cycles de nutriments dans les écosystèmes forestiers.

L'ensemble des acquis de ce projet de recherche a permis d'établir certains axes de recherche qu'il serait intéressant d'approfondir afin de parfaire l'interprétation des connaissances biogéochimiques :

- 1- Démontrer l'existence de l'hydrophobicité dans les bassins versants forestiers et d'approfondir son rôle sur la composition chimique des cours d'eau.
- 2- Établir clairement le rôle de la zone hyporhéique des cours d'eau de premier ordre, tel que l'Hermine, afin de connaître la contribution qu'elle peut avoir sur la composition chimique de l'eau du ruisseau.
- 3- Étudier le rôle du type d'utilisation du sol et des changements anthropiques sur les flux de C et N dissous dans les écosystèmes.
- 4- Étudier l'interaction entre le transport de C et N dissous et celui des autres éléments présents dans le bassin versant, notamment les nutriments et les métaux traces.

- 5- Établir le niveau de connectivité hydrologique d'un bassin versant afin de mieux comprendre la trajectoire de l'eau dans les écosystèmes forestiers et de connaître la source des composantes chimiques mesurées dans le ruisseau afin d'estimer les extrants vers les plans d'eau.

Même si la connaissance hydrobiogéochimique est en continuel renouvellement, cette étude a permis d'approfondir le rôle de C et N sous forme dissoute dans l'Hermine. Le défi actuel, en ce qui a trait aux problèmes environnementaux, est d'établir et quantifier la contribution de la phase dissoute dans les cycles globaux et de mieux intégrer les connaissances acquises dans les outils de modélisation biogéochimique.

RÉFÉRENCES

- Aber, J., McDowell, W., Nadelhoffer, K., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S., Currie, W., Rustad, L., and Fernandez, I. 1998. Nitrogen Saturation in Temperate Forest Ecosystems - Hypotheses Revisited. *Bioscience*. 48(11): 921-934.
- Aber, J. D., Ollinger, S. V., Driscoll, C. T., Likens, G. E., Holmes, R. T., Freuder, R. J., and Goodale, C. L. 2002. Inorganic Nitrogen Losses From a Forested Ecosystem in Response to Physical, Chemical, Biotic, and Climatic Perturbations. *Ecosystems*. 5(7): 648-658.
- Agriculture Canada Expert Committee on Soil Survey. 1987. *The Canadian System of Soil classification*. (Ottawa, Agriculture Canada)
- Aitkenhead, J. A., Hope, D., and Billett, M. F. 1999. The Relationship Between Dissolved Organic Carbon in Stream Water and Soil Organic Carbon Pools at Different Spatial Scales. *Hydrological Processes*. 13(8): 1289-1302.
- Arheimer, B., Andersson, L., and Lepisto, A. 1996. Variation of Nitrogen Concentration in Forest Streams Influences of Flow, Seasonality and Catchment Characteristics. *Journal of Hydrology*. 179(1-4): 281-304.
- Arthur, M. A. and Fahey, T. J. 1993. Controls on Soil Solution Chemistry in a Sub-Alpine Forest in North-Central Colorado. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57(4): 1122-1130.
- Asner, G. P., Townsend, A. R., Riley, W. J., Matson, P. A., Neff, J. C., and Cleveland, C. C. 2001. Physical and Biogeochemical Controls Over Terrestrial Ecosystem Responses to Nitrogen Deposition. *Biogeochemistry*. 54(1): 1-39.
- Band, L. E., Tague, C. L., Groffman, P., and Belt, K. 2001. Forest Ecosystem Processes at the Watershed Scale: Hydrological and Ecological Controls of Nitrogen Export. *Hydrological Processes*. 15(10): 2013-2028.
- Batjes, N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European journal of soil science*. 47: 151-163.
- Bechtold, J. S., Edwards, R. T., and Naiman, R. J. 2003. Biotic Versus Hydrologic Control Over Seasonal Nitrate Leaching in a Floodplain Forest. *Biogeochemistry*. 63(1): 53-71.
- Bélanger, N., Côté, B., Courchesne, F., Fyles, J. W., Warfvinge, P., and Hendershot, W. H. 2002. Simulation of Soil Chemistry and Nutrient Availability in a Forested Ecosystem of Southern Quebec - I. Reconstruction of the Time-Series Files of Nutrient Cycling Using the Makedep Model. *Environmental Modelling & Software*. 17(5): 427-445.
- Bélanger, N., Courchesne, F., Cote, B., Fyles, J. W., Warfvinge, P., and Hendershot, W. H. 2002. Simulation of Soil Chemistry and Nutrient Availability in a Forested Ecosystem of Southern Quebec. Part II. Application of the Safe Model. *Environmental Modelling & Software*. 17(5): 447-465.
- Bélanger, N., Côté, B., Fyles, J. W., Courchesne, F., and Hendershot, W. H. *in press*. Forest regrowth as the controlling factor of soil nutrient availability 75 years after fire in a deciduous forest of Southern Québec. *Plant Soil*.

- Berntson, G. M. and Aber, J. D. 2000. Fast Nitrate Immobilization in N Saturated Temperate Forest Soils. *Soil Biol. Biochem.* 32(2): 151-156.
- Beven, K. J. 2001. *Rainfall - Runoff Modelling: the primer*. (England, John Wiley and Sons)
- Birkeland, P. W. 1999. *Soils and Geomorphology*. (New York, Oxford University Press)
- Biron, P. M., Roy, A. G., Courshe, F., Hendershot, W. H., Cote, B., and Fyles, J. 1999. The Effects of Antecedent Moisture Conditions on the Relationship of Hydrology to Hydrochemistry in a Small Forested Watershed. *Hydrological Processes*. 13(11): 1541-1555.
- Borken, W., Xu, Y. J., Brumme, R., and Lamersdorf, N. 1999. A Climate Change Scenario for Carbon Dioxide and Dissolved Organic Carbon Fluxes From a Temperate Forest Soil: Drought and Rewetting Effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63(6): 1848-1855.
- Bosatta, E. and Agren, G. I. 1991. Dynamics of Carbon and Nitrogen in the Organic-Matter of the Soil - a Generic Theory. *American Naturalist*. 138(1): 227-245.
- Boyer, E. W., Hornberger, G. M., Bencala, K. E., and Mcknight, D. 1996 . Overview of a Simple Model Describing Variation of Dissolved Organic Carbon in an Upland Catchment. *Ecological Modelling*. 86(2-3): 183-188.
- Boyer, E. W., Hornberger, G. M., Bencala, K. E., and Mcknight, D. M. 1997. Response Characteristics of DOC Flushing in an Alpine Catchment. *Hydrological Processes*. 11(12): 1635-1647.
- Boyer, E. W., Hornberger, G. M., Bencala, K. E., and Mcknight, D. M. 2000. Effects of Asynchronous Snowmelt on Flushing of Dissolved Organic Carbon: a Mixing Model Approach. *Hydrological Processes*. 14(18): 3291-3308.
- Brooks, P. D. and Williams, M. W. 1999. Snowpack Controls on Nitrogen Cycling and Export in Seasonally Snow-Covered Catchments. *Hydrological Processes*. 13(14-15): 2177-2190.
- Brooks, P. D., Williams, M. W., and Schmidt, S. K. 1998. Inorganic Nitrogen and Microbial Biomass Dynamics Before and During Spring Snowmelt. *Biogeochemistry*. 43(1): 1-15.
- Buffam, I., Galloway, J. N., Blum, L. K., and Mcglathery, K. J. 2001. A Stormflow/Baseflow Comparison of Dissolved Organic Matter Concentrations and Bioavailability in an Appalachian Stream. *Biogeochemistry*. 53(3): 269-306.
- Buffam, I., Kohler, S., Jonsson, A., Jansson, M., and Bishop, K. 1996. Photochemical and Microbial Processing of Dissolved Organic Matter in Streams and Soilwater. *Biological Bulletin*. 191(2): 330-331.
- Bundt, M., Jaggi, M., Blaser, P., Siegwolf, R., and Hagedorn, F. 2001. Carbon and Nitrogen Dynamics in Preferential Flow Paths and Matrix of a Forest Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65(5): 1529-1538.
- Burns, D. A., McDonnell, J. J., Hooper, R. P., Peters, N. E., Freer, J. E., Kendall, C., and Beven, K. 2001. Quantifying Contributions to Storm Runoff Through End-Member Mixing Analysis and Hydrologic Measurements at the Panola Mountain Research

- Watershed (Georgia, Usa). *Hydrological Processes*. 15(10): 1903-1924.
- Burns, D. A., Murdoch, P. S., Lawrence, G. B., and Michel, R. L. 1998. Effect of Groundwater Springs on NO_3 Concentrations During Summer in Catskill Mountain Streams. *Water Resour. Res.* 34(8): 1987-1996.
- Campbell, J. L., Hornbeck, J. W., McDowell, W. H., Buso, D. C., Shanley, J. B., and Likens, G. E. 2000. Dissolved Organic Nitrogen Budgets for Upland, Forested Ecosystems in New England. *Biogeochemistry*. 49(2): 123-142.
- Carter, M. R. 1993. *Soil sampling and methods of analysis*. (Ottawa, CA, Canadian Society of Soil Science)
- Chapman, P. J., Edwards, A. C., and Cresser, M. S. 2001. The Nitrogen Composition of Streams in Upland Scotland: Some Regional and Seasonal Differences. *Sci. Total Environ.* 265(1-3): 65-83 .
- Charles, D. F. 1991. *Acidic deposition and aquatic ecosystems*. Springer-Verlag edition. (New York, USA)
- Christ, M. J. and David, M. B. 1996. Temperature and Moisture Effects on the Production of Dissolved Organic Carbon in a Spodosol. *Soil Biol. Biochem.* 28(9): 1191-1199.
- Christ, M. J., Peterjohn, W. T., Cumming, J. R., and Adams, M. B. 2002 . Nitrification Potentials and Landscape, Soil and Vegetation Characteristics in Two Central Appalachian Watersheds Differing in NO_3 - Export. *Forest Ecology and Management*. 159(3): 145-158.
- Church, M. R. 1997. Hydrochemistry of Forested Catchments. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*. 25: 23-59.
- Clair, T. A. and Ehrman, J. M. 1996. Variations in Discharge and Dissolved Organic Carbon and Nitrogen Export From Terrestrial Basins With Changes in Climate: a Neural Network Approach. *Limnology and Oceanography*. 41(5): 921-927.
- Clothier, B. E., Vogeler, I., and Magesan, G. N. 2000. The Breakdown of Water Repellency and Solute Transport Through a Hydrophobic Soil. *Journal of Hydrology*. 231: 255-264.
- Correll, D. L., Jordan, T. E., and Weller, D. E. 2001. Effects of Precipitation, Air Temperature, and Land Use on Organic Carbon Discharges From Rhode River Watersheds. *Water, Air, Soil Pollut.* 128(1-2): 139-159.
- Courchesne, F. and Hendershot, W. H. 1997. Podzol Formation. *Géographie physique et Quaternaire*. 51(2): 235-250.
- Courchesne, F., Roy, A. G., Biron, P. M., Côté, B., Fyles, J., and Hendershot, W. H. 2001. Fluctuations of Climatic Conditions, Elemental Cycling and Forest Growth at the Watershed Scale. *Environmental Monitoring and Assessment*. 67(1-2): 161-177.
- Cronan, C. S. and Aiken, G. R. 1985. Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York. *Geochimica and Cosmochimica Acta*. 49: 1697-1705.
- Currie, W. S. 1999. The Responsive C and N Biogeochemistry of the Temperate Forest Floor. *Trends in Ecology & Evolution*. 14(8): 316-320.

- Currie, W. S., Aber, J. D., and Driscoll, C. T. 1999. Leaching of Nutrient Cations From the Forest Floor: Effects of Nitrogen Saturation in Two Long-Term Manipulations. *Canadian Journal of Forest Research*. 29(5): 609-620.
- Currie, W. S., Aber, J. D., McDowell, W. H., Boone, R. D., and Magill, A. H. 1996. Vertical Transport of Dissolved Organic C and N Under Long-Term N Amendments in Pine and Hardwood Forests. *Biogeochemistry*. 35(3): 471-505.
- Dahm, C. N., Baker, M. A., Moore, D. I., and Thibault, J. R. 2003. Coupled Biogeochemical and Hydrological Responses of Streams and Rivers to Drought. *Freshwater Biology*. 48(7): 1219-1231.
- Dawson, H. J., Ugolini, F. C., Hrutford, B.F., and Zachara, J. 1978. Role of soluble organics in the soil processes of a podzol, central Cascades, Washington. *Soil Sci.* 126(5): 290-296.
- De Jonge, L. W., Jacobsen, O. H., and Moldrup, P. 1999. Soil Water Repellency: Effects of Water Content, Temperature, and Particle Size. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63(3): 437-442.
- Dekker, L. W., Ritsema, C. J., Oostindie, K., and Boersma, O. H. 1998. Effect of Drying Temperature on the Severity of Soil Water Repellency. *Soil Sci.* 163(10): 780-796.
- Dise, N. B., Matzner, E., and Gundersen, P. 1998. Synthesis of Nitrogen Pools and Fluxes From European Forest Ecosystems. *Water, Air, Soil Pollut.* 105(1-2): 143-154.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., and Walsh, R. P. D. 2000. Soil Water Repellency: Its Causes, Characteristics and Hydro-Geomorphological Significance. *Earth-Science Reviews*. 51(1-4): 33-65 .
- Doerr, S. H. and Thomas, A. D. 2000. The Role of Soil Moisture in Controlling Water Repellency: New Evidence From Forest Soils in Portugal. *Journal of Hydrology*. 231: 134-147.
- Dosskey, M. G. and Bertsch, P. M. 1997. Transport of Dissolved Organic Matter Through a Sandy Forest Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61(3): 920-927.
- Drever, J. I. 1988. *The geochemistry of natural waters*. (New Jersey, Prentice Hall)
- Evans, C. and Davies, T. D. 1998. Causes of Concentration/Discharge Hysteresis and Its Potential as a Tool for Analysis of Episode Hydrochemistry. *Water Resour. Res.* 34(1): 129-137.
- Evans, C., Davies, T. D., and Murdoch, P. S. 1999. Component Flow Processes at Four Streams in the Catskill Mountains, New York, Analysed Using Episodic Concentration/Discharge Relationships. *Hydrological Processes*. 13(4): 563-575.
- Fenn, M. E., Poth, M. A., Aber, J. D., Baron, J. S., Bormann, B. T., Johnson, D. W., Lemly, A. D., McNulty, S. G., Ryan, D. E., and Stottlemyer, R. 1998. Nitrogen Excess in North American Ecosystems: Predisposing Factors, Ecosystem Responses, and Management Strategies. *Ecological Applications*. 8(3): 706-733.
- Fitzhugh, R. D., Driscoll, C. T., Groffman, P. M., Tierney, G. L., Fahey, T. J., and Hardy, J. P. 2001. Effects of Soil Freezing Disturbance on Soil Solution Nitrogen, Phosphorus, and Carbon Chemistry in a Northern Hardwood Ecosystem. *Biogeochemistry*. 56(2): 215-238.

- Fitzhugh, R. D., Likens, G. E., Driscoll, C. T., Mitchell, M. J., Groffman, P. M., Fahey, T. J., and Hardy, J. P. 2003. Role of Soil Freezing Events in Interannual Patterns of Stream Chemistry at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Environmental Science & Technology*. 37(8): 1575-1580.
- Florinsky, I. V., McMahon, S., and Burton, D. L. 2004. Topographic Control of Soil Microbial Activity: a Case Study of Denitrifiers. *Geoderma*. 119(1-2): 33-53.
- Folster, J. 2001. Significance of processes in the near-stream zone on stream water acidity in a small acidified forested catchment. *Hydrological Processes*. 15: 201-217.
- Fox, T. R. 1995. The influence of Low-Molecular-Weight organic acids on properties and processes in forest soils. In *Carbon forms and functions in forest soils*. edited by McFee, W. W. and Kelly, J. M. (Madison, Wisconsin, USA, Soil Science Society of America, Inc.)
- Froberg, M., Berggren, D., Bergkvist, B., Bryant, C., and Knicker, H. 2003. Contributions of Oi, Oe and Oa Horizons to Dissolved Organic Matter in Forest Floor Leachates. *Geoderma*. 113(3-4): 311-322.
- Goodale, C. L., Aber, J. D., and McDowell, W. H. 2000. The long-term effects of disturbance on organic and inorganic nitrogen export in the White Mountains, New Hampshire. *Ecosystems*. 3: 433-450.
- Guggenberger, G. and Kaiser, K. 2001. Sorption of Dissolved Organic Matter to Soil Particle Surfaces: What Happens With the Carbon? *Abstracts of Papers of the American Chemical Society*. 221: U523.
- Guggenberger, G. and Kaiser, K. 2003. Dissolved Organic Matter in Soil: Challenging the Paradigm of Sorptive Preservation. *Geoderma*. 113(3-4): 293-310.
- Gundersen, P. 1995. Nitrogen Deposition and Leaching in European Forests - Preliminary Results From a Data Compilation. *Water, Air, Soil Pollut.* 85(3): 1179-1184.
- Gundersen, P., Callesen, I., and De Vries, W. 1998. Nitrate Leaching in Forest Ecosystems Is Related to Forest Floor C/N Ratios. *Environ. Pollut.* 102: 403-407.
- Hagedorn, F., Bucher, J. B., and Schleppi, P. 2001. Contrasting Dynamics of Dissolved Inorganic and Organic Nitrogen in Soil and Surface Waters of Forested Catchments With Gleysols. *Geoderma*. 100(1-2): 173-192.
- Harmon, M. E. 2001. Carbon Sequestration in Forests - Addressing the Scale Question. *Journal of Forestry*. 99(4): 24-29.
- Hendershot, W. H. and Courchesne, F. 1994. Effect of Base Cation Addition on Soil Chemistry in a Sugar Maple Forest of the Lower Laurentians, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestière*. 24(3): 609-617.
- Hendershot, W. H. and Duquette, M. 1986. A simple barium Chloride method for determining Cation Exchange Capacity and exchangeable cations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 605-608.
- Hendershot, W. H., Mendes, L., Lalande, H., Courchesne, F., and Savoie, S. 1992a. Soil and Stream Water Chemistry During Spring Snowmelt. *Nordic Hydrology*. 23(1): 13-26.

- Hendershot, W. H., Savoie, S., and Courchesne, F. 1992b. Simulation of Stream-Water Chemistry With Soil Solution and Groundwater-Flow Contributions. *Journal of Hydrology*. 136(1-4): 237-252.
- Hill, A. R. 1996. Nitrate Removal in Stream Riparian Zones. *Journal of Environmental Quality*. 25(4): 743-755.
- Hill, A. R., Kemp, W. A., Buttle, J. M., and Goodyear, D. 1999. Nitrogen Chemistry of Subsurface Storm Runoff on Forested Canadian Shield Hillslopes. *Water Resour. Res.* 35(3): 811-821.
- Hinton, M. J., Schiff, S. L., and English, M. C. 1998. Sources and Flowpaths of Dissolved Organic Carbon During Storms in Two Forested Watersheds of the Precambrian Shield. *Biogeochemistry*. 41(2): 175-197.
- Holloway, J. M. and Dahlgren, R. A. 2001. Seasonal and Even-Scale Variations in Solute Chemistry for Four Sierra Nevada Catchments. *Journal of Hydrology*. 250(1-4): 106-121.
- Hope, D., Billett, M. F., and Cresser, M. S. 1997a. Exports of Organic Carbon in Two River Systems in Ne Scotland. *Journal of Hydrology*. 193(1-4): 61-82.
- Hope, D., Billett, M. F., Milne, R., and Brown, T. A. W. 1997b. Exports of Organic Carbon in British Rivers. *Hydrological Processes*. 11(3): 325-344.
- Huang, W. Z. and Schoenau, J. J. 1998. Fluxes of Water-Soluble Nitrogen and Phosphorus in the Forest Floor and Surface Mineral Soil of a Boreal Aspen Stand. *Geoderma*. 81(3-4): 251-264.
- Hutsch, B. W. 2001. Methane Oxidation in Non-Flooded Soils as Affected by Crop Production - Invited Paper. *European Journal of Agronomy*. 14(4): 237-260.
- Jaffe, D. A. 1992. The nitrogen cycle. In *Global biogeochemical cycles*. edited by S.S. Butcher, R. J. Charlson G. H. Orians and G. V. Wolfe. (San Diego, CA, USA, Academic Press)
- Jardine, P. M., Weber, N. L., and McCarthy, J. F. 1989. Mechanisms of Dissolved Organic-Carbon Adsorption on Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53(5): 1378-1385.
- Johnson, C. E., Driscoll, C. T., Siccama, T. G., and Likens, G. E. 2000. Elemental Fluxes and Landscape Position in the Northern Hardwood Forest Watershed Ecosystem. *Ecosystems*. 3(2): 159-184.
- Johnson, D. W. 1992. Nitrogen-Retention in Forest Soils. *Journal of Environmental Quality*. 21(1): 1-12.
- Kaiser, K., Guggenberger, G., and Haumaier, L. 2001a. Seasonal Control on the Production of Dissolved Organic Carbon and Nutrients in the Forest Floor. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society*. 221: U523.
- Kaiser, K., Guggenberger, G., Haumaier, L., and Zech, W. 2001b. Seasonal Variations in the Chemical Composition of Dissolved Organic Matter in Organic Forest Floor Layer Leachates of Old-Growth Scots Pine (*Pinus Sylvestris* L.) And European Beech (*Fagus Sylvatica* L.) Stands in Northeastern Bavaria, Germany. *Biogeochemistry*. 55(2): 103-143.

- Kaiser, K., Guggenberger, G., and Zech, W. 1996. Sorption of DOM and DOM Fractions to Forest Soils. *Geoderma*. 74(3-4): 281-303.
- Kaiser, K., Haumaier, L., and Zech, W. 2000. The Sorption of Organic Matter in Soils as Affected by the Nature of Soil Carbon. *Soil Sci.* 165(4): 305-313.
- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J. H., Michalzik, B., and Matzner, E. 2000. Controls on the Dynamics of Dissolved Organic Matter in Soils: a Review. *Soil Sci.* 165(4): 277-304.
- Legrand, P. 2001. Spéciation et variabilité temporelle de l'azote dissous dans les compartiments d'un écosystème forestier (données non-publiées).
- LeMer, J. and Roger, P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *European Journal of Soil Science*. 37: 25-50.
- Likens, G. E. and Bormann, F. H. 1995. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. 2nd edition. (NY, USA, Springer-Verlag)
- Likens, G. E., Bormann, F. H., and Johnson, D. W. 1981. Interactions between major biogeochemical cycles in terrestrial ecosystems. In *Some perspectives of the major biogeochemical cycles*. edited by Likens, G. E. (NY USA, John Wiley and Sons)
- Lovett, G. M., Weathers, K. C., Arthur, M. A., and Schultz, J. C. 2004. Nitrogen Cycling in a Northern Hardwood Forest: Do Species Matter? *Biogeochemistry*. 67(3): 289-308.
- Magill, A. H. and Aber, J. D. 2000. Dissolved Organic Carbon and Nitrogen Relationships in Forest Litter as Affected by Nitrogen Deposition. *Soil Biol. Biochem.* 32(5): 603-613.
- Manna, S. 2003. La variabilité spatiale du contenu en métaux traces biodisponibles dans les horizons organiques d'un sol forestier non contaminé, Mémoire de maîtrise, Département de Géographie, Université de Montréal, 81p.
- McClain, M. E., Boyer, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M., Hart, S. C., Harvey, J. W., Johnston, C. A., Mayorga, E., McDowell, W. H., and Pinay, G. 2003. Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems*. 6(4): 301-312.
- McCracken, K. L., McDowell, W. H., Harter, R. D., and Evans, C. V. 2002. Dissolved Organic Carbon Retention in Soils: Comparison of Solution and Soil Measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66(2): 563-568.
- McDowell, W. H. 2003. Dissolved Organic Matter in Soils - Future Directions and Unanswered Questions. *Geoderma*. 113(3-4): 179-186.
- McDowell, W. H. and Likens, G. E. 1988. Origin, Composition, and Flux of Dissolved Organic-Carbon in the Hubbard Brook Valley. *Ecological Monographs*. 58(3): 177-195.
- McDowell, W. H. and Wood, T. 1984. Podzolization: Soil processes control dissolved organic carbon concentrations in stream water. *Soil Sci.* 137(1): 23-32.
- McHale, M. R., Mitchell, M. J., McDonnell, J. J., and Cirimo, C. P. 2000. Nitrogen Solutes in an Adirondack Forested Watershed: Importance of Dissolved Organic Nitrogen. *Biogeochemistry*. 48(2): 165-184.

- McKeague, J. A., Brydon, J. E., and Myles, N. M. 1971. Differentiation of forms of extractable iron and aluminium on soils. *Soil Science Society of America Journal Proc.* 35: 33-38.
- Meyer, J. L., Wallace, J. B., and Eggert, S. L. 1998. Leaf Litter as a Source of Dissolved Organic Carbon in Streams. *Ecosystems*. 1(3): 240-249.
- Michalzik, B., Kalbitz, K., Park, J. H., Solinger, S., and Matzner, E. 2001. Fluxes and Concentrations of Dissolved Organic Carbon and Nitrogen - a Synthesis for Temperate Forests. *Biogeochemistry*. 52(2): 173-205.
- Michalzik, B. and Matzner, E. 1999. Dynamics of Dissolved Organic Nitrogen and Carbon in a Central European Norway Spruce Ecosystem. *European Journal of Soil Science*. 50(4): 579-590.
- Michel, K. and Matzner, E. 1999. Release of Dissolved Organic Carbon and Nitrogen From Forest Floors in Relation to Solid Phase Properties, Respiration and N-Mineralization. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*. 162(6): 645-652.
- Mitchell, M. J. 2001. Linkages of Nitrate Losses in Watersheds to Hydrological Processes. *Hydrological Processes*. 15(17): 3305-3307.
- Mitchell, M. J., Driscoll, C. T., Inamdar, S., Mcgee, G. G., Mbila, M. O., and Raynal, D. J. 2003. Nitrogen Biogeochemistry in the Adirondack Mountains of New York: Hardwood Ecosystems and Associated Surface Waters. *Environ. Pollut.* 123(3): 355-364.
- Mitchell, M. J., Driscoll, C. T., Owen, J. S., Schaefer, D., Michener, R., and Raynal, D. J. 2001. Nitrogen Biogeochemistry of Three Hardwood Ecosystems in the Adirondack Region of New York. *Biogeochemistry*. 56(2): 93-133.
- Moore, T. R. 1998. Dissolved organic carbon: Sources, sinks, and fluxes and role in the soil carbon cycle. In *Soil processes and the carbon cycle*. edited by R. Lal, J. M. Kimble R. F. Follett and B. A. Stewart. (USA, CRC Press)
- Moore, T. R., DeSouza, W., and Koprivnjak, J. F. 1992. Controls on the Sorption of Dissolved Organic-Carbon by Soils. *Soil Sci.* 154(2): 120-129.
- Moore, T. R. and Matos, L. 1999. The Influence of Source on the Sorption of Dissolved Organic Carbon by Soils. *Canadian Journal of Soil Science*. 79(2): 321-324.
- Moore, T. R., Matos, L., and Roulet, N. T. 2003. Dynamics and Chemistry of Dissolved Organic Carbon in Precambrian Shield Catchments and an Impounded Wetland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 60(5): 612-623.
- Mulholland, P. J. and Hill, W. R. 1997. Seasonal Patterns in Streamwater Nutrient and Dissolved Organic Carbon Concentrations: Separating Catchment Flow Path and in-Stream Effects. *Water Resour. Res.* 33(6): 1297-1306.
- Neff, J. C. and Asner, G. P. 2001. Dissolved Organic Carbon in Terrestrial Ecosystems: Synthesis and a Model. *Ecosystems*. 4(1): 29-48.
- Neff, J. C. and Hooper, D. U. 2002. Vegetation and Climate Controls on Potential CO₂, DOC and DON Production in Northern Latitude Soils. *Global Change Biology*. 8(9): 872-884.

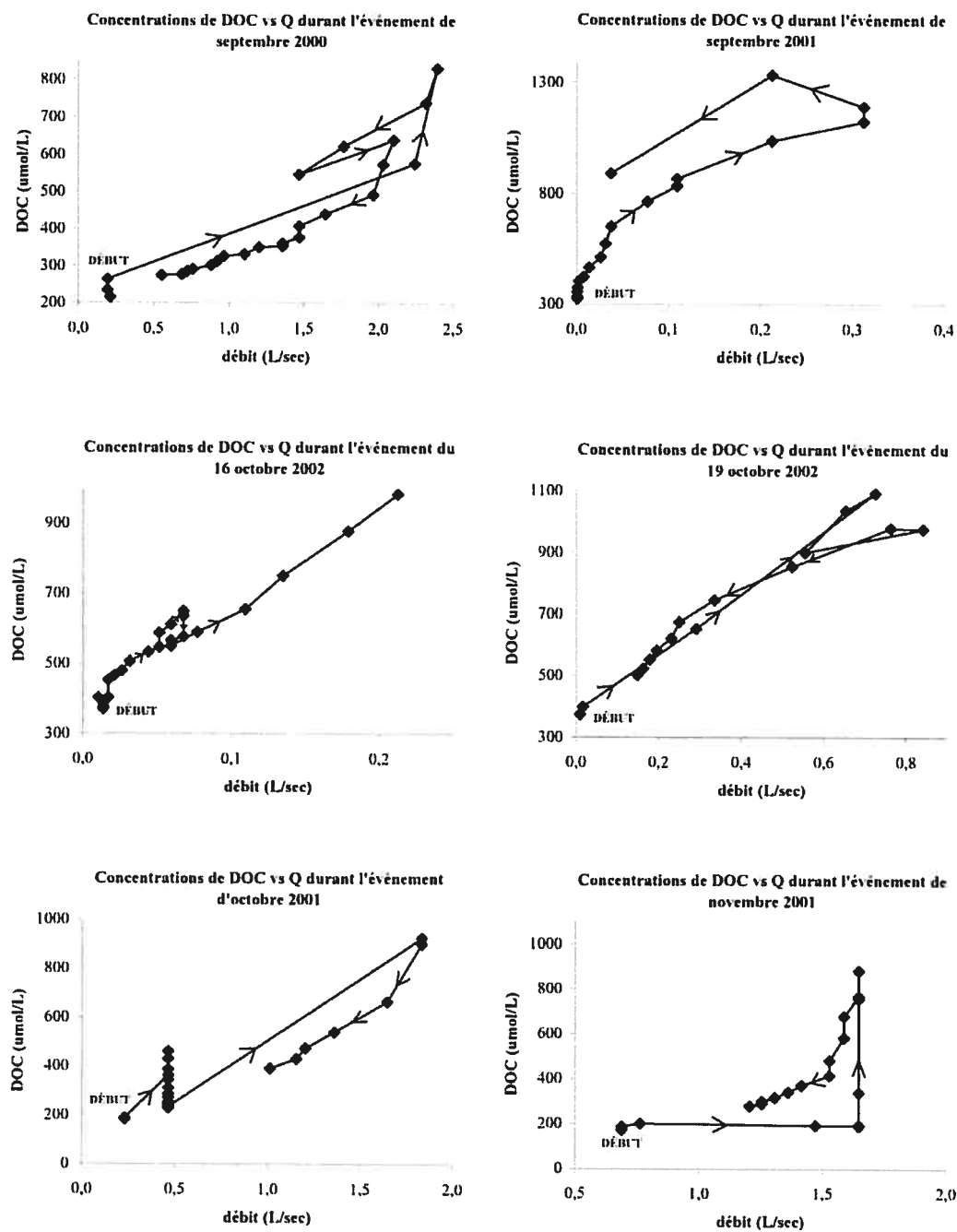
- O'Brien, C. and Hendershot, W. H. 1993. Separating streamflow into groundwater, solum and upwelling flow and its implications for hydrochemical modelling. *Journal of Hydrology*. 146: 1-12.
- Ohrui, K., Mitchell, M. J., and Bischoff, J. M. 1999. Effect of Landscape Position on N Mineralization and Nitrification in a Forested Watershed in the Adirondack Mountains of New York. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*. 29(4): 497-508.
- Park, J. H., Kalbitz, K., and Matzner, E. 2002. Resource Control on the Production of Dissolved Organic Carbon and Nitrogen in a Deciduous Forest Floor. *Soil Biol. Biochem.* 34(6): 813-822.
- Peterson, B. J., Wollheim, W. M., Mulholland, P. J., Webster, J. R., Meyer, J. L., Tank, J. L., Marti, E., Bowden, W. B., Valett, H. M., Hershey, A. E., McDowell, W. H., Dodds, W. K., Hamilton, S. K., Gregory, S., and Morrall, D. D. 2001. Control of Nitrogen Export From Watersheds by Headwater Streams. *Science*. 292(5514): 86-90.
- Piirainen, S., Finer, L., Mannerkoski, H., and Starr, M. 2002. Effects of Forest Clear-Cutting on the Carbon and Nitrogen Fluxes Through Podzolic Soil Horizons. *Plant Soil*. 239(2): 301-311.
- Prechtel, A., Alewell, C., Michalzik, B., and Matzner, E. 2000. Different Effect of Drying on the Fluxes of Dissolved Organic Carbon and Nitrogen From a Norway Spruce Forest Floor. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*. 163(5): 517-521.
- Qualls, R. G. 2000. Comparison of the Behavior of Soluble Organic and Inorganic Nutrients in Forest Soils. *Forest Ecology and Management*. 138(1-3): 29-50.
- Qualls, R. G. and Haines, B. L. 1991. Geochemistry of Dissolved Organic Nutrients in Water Percolating Through a Forest Ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55(4): 1112-1123.
- Qualls, R. G. and Haines, B. L. 1992. Biodegradability of Dissolved Organic-Matter in Forest Throughfall, Soil Solution, and Stream Water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56(2): 578-586.
- Qualls, R. G., Haines, B. L., and Swank, W. T. 1991. Fluxes of Dissolved Organic Nutrients and Humic Substances in a Deciduous Forest. *Ecology*. 72(1): 254-266.
- Qualls, R. G., Haines, B. L., Swank, W. T., and Tyler, S. W. 2000. Soluble Organic and Inorganic Nutrient Fluxes in Clearcut and Mature Deciduous Forests. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(3): 1068-1077.
- Reynolds, B. and Edwards, A. 1995. Factors Influencing Dissolved Nitrogen Concentrations and Loadings in Upland Streams of the Uk. *Agricultural Water Management*. 27(3-4): 181-202.
- Rosswall, T. 1981. The biogeochemical nitrogen cycle. In *Somes perspectives of the major biogeochemical cycles*. edited by G.E. Likens, John Wiley & Sons)
- Ryan, M. C., Kachanoski, R. G., and Gillham, R. W. 2000. Overwinter soil nitrogen dynamics in seasonally frozen soils. *Canadian Journal of Soil Science*. 80: 541-550.
- Ryan, M. G., O'Toole, P., and Farrell, E. P. 1998. The Influence of Drought and Natural Re-Wetting on Nitrogen Dynamics in a Coniferous Ecosystem in Ireland. *Environ.*

Pollut. 102: 445-451.

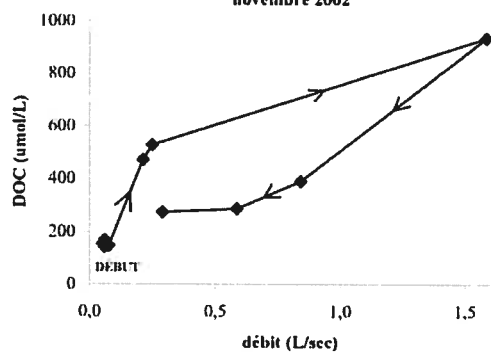
- Schlesinger, W. H. 1991. *Biogeochemistry - An analysis of global change*. 1st edition. (San Diego, CA, USA, Academic Press)
- Scudlark, J. R., Russell, K. M., Galloway, J. N., Church, T. M., and Keene, W. C. 1998. Organic Nitrogen in Precipitation at the Mid-Atlantic Us Coast - Methods Evaluation and Preliminary Measurements. *Atmospheric Environment*. 32(10): 1719-1728.
- Sheldrick, B. H. 1984. *Analytical methods manual*. Land Resource Research Institute contribution no. 84-30. (Ottawa, CA, Agriculture Canada)
- Shepard, J. P., Mitchell, M. J., Scott, T. J., and Driscoll, C. T. 1990. Soil Solution Chemistry of an Adirondack Spodosol - Lysimetry and N Dynamics. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*. 20(6): 818-824.
- Sollins, P. and McCorison, F. M. 1981. Nitrogen and carbon solution chemistry of an old growth coniferous forest watershed before and after cutting. *Water Resour. Res.* 17(5): 1409-1418.
- Solorzano, L. and Sharp, J. H. 1980. Determination of total dissolved nitrogen in natural waters. *Limnology and Oceanography*. 25(4): 751-754.
- Stepanaukas, R., Laudon, H., and Jorgensen, N. O. G. 2000. High DON Bioavailability in Boreal Streams During a Spring Flood. *Limnology and Oceanography*. 45(6): 1298-1307.
- Stevenson, F. J. 1994. *Humus Chemistry - Genesis, composition, reactions*. 2nd edition. (New York, John Wiley and Sons, inc)
- Stevenson, F. J. and Cole, M. A. 1999. *Cycles of soil - Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. 2nd edition. (New York, John Wiley and sons, inc)
- Stieglitz, M., Shaman, J., Mcnamara, J., Engel, V., Shanley, J., and Kling, G. W. 2003 . An Approach to Understanding Hydrologic Connectivity on the Hillslope and the Implications for Nutrient Transport. *Global Biogeochemical Cycles*. 17(4).
- Stottlemeyer, R. 2001. Processes Regulating Watershed Chemical Export During Snowmelt, Fraser Experimental Forest, Colorado. *Journal of Hydrology*. 245(1-4): 177-195.
- Stottlemeyer, R. and Toczydlowski, D. 1999. Seasonal Change in Precipitation, Snowpack, Snowmelt, Soil Water and Streamwater Chemistry, Northern Michigan. *Hydrological Processes*. 13(14-15): 2215-2231.
- Strobel, B. W., Hansen, H. C. B., Borggaard, O. K., Andersen, M. K., and Raulund-Rasmussen, K. 2001. Composition and Reactivity of DOC in Forest Floor Soil Solutions in Relation to Tree Species and Soil Type. *Biogeochemistry*. 56(1): 1-26.
- Suominen, K., Kitunen, V., and Smolander, A. 2003. Characteristics of Dissolved Organic Matter and Phenolic Compounds in Forest Soils Under Silver Birch (*Betula pendula*), Norway Spruce (*Picea Abies*) and Scots Pine (*Pinus Sylvestris*). *European Journal of Soil Science*. 54(2): 287-293.
- Swistock, B. R., Dewalle, D. R., and Sharpe, W. E. 1989. Sources of Acidic Storm Flow in an Appalachian Headwater Stream. *Water Resour. Res.* 25(10): 2139-2147.

- Topp, E. and Pattey, E. 1997. Soils as Sources and Sinks for Atmospheric Methane. *Canadian Journal of Soil Science*. 77(2): 167-178 .
- Ugolini, F. C. and Spaltenstein, H. 1992. Pedosphere. In *Global Biogeochemical cycles*. edited by Butcher, Charlson Orians and Wolfe. (San Diego, CA, Academic Press)
- Van Breemen, N., Boyer, E. W., Goodale, C. L., Jaworski, N. A., Paustian, K., Seitzinger, S. P., Lajtha, K., Mayer, B., Van Dam, D., Howarth, R. W., Nadelhoffer, K. J., Eve, M., and Billen, G. 2002. Where Did All the Nitrogen Go? Fate of Nitrogen Inputs to Large Watersheds in the Northeastern Usa. *Biogeochemistry*. 57(1): 267-293.
- Vanderbilt, K. L., Lajtha, K., and Swanson, F. J. 2003. Biogeochemistry of Unpolluted Forested Watersheds in the Oregon Cascades: Temporal Patterns of Precipitation and Stream Nitrogen Fluxes. *Biogeochemistry*. 62(1): 87-117.
- Walkley, A. and Black, I. A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.
- Walling, D. E. and Foster, I. D. L. 1975. Variations in the natural chemical concentrations of river water during flood flows, and the lag effect: some further comments. *Journal of Hydrology*. 26: 237-244.
- Williams, M. W., Hood, E., and Caine, N. 2001. Role of Organic Nitrogen in the Nitrogen Cycle of a High-Elevation Catchment, Colorado Front Range. *Water Resour. Res.* 37(10): 2569-2581.

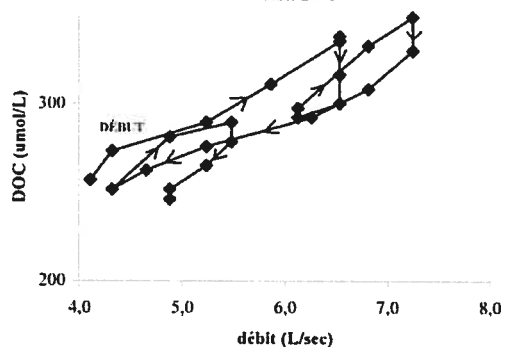
ANNEXE 1- Grapiques hystérétiques des concentrations de DOC et NO_3 durant les événements hydrologiques



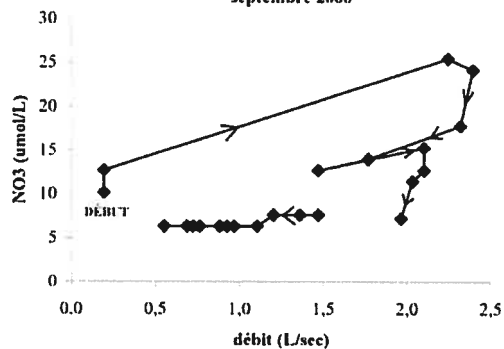
Concentrations de DOC vs Q durant l'événement de novembre 2002



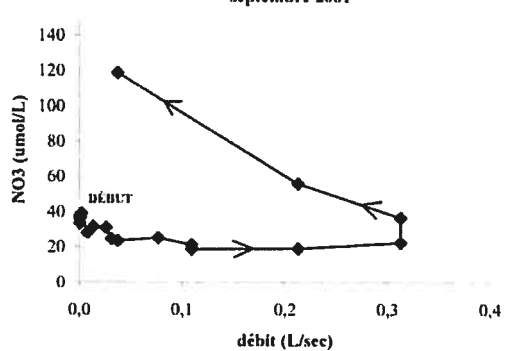
Concentrations de DOC vs Q durant l'événement d'avril 2001



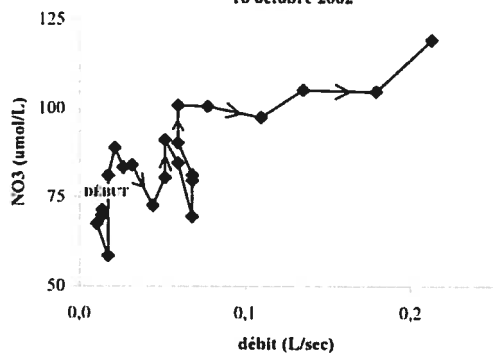
Concentrations de NO3 vs Q durant l'événement de septembre 2000



Concentrations de NO3 vs Q durant l'événement de septembre 2001



Concentrations de NO3 vs Q durant l'événement du 16 octobre 2002



Concentrations de NO3 vs Q durant l'événement du 19 octobre 2002

